

Avaliação do impacto da gestão da paisagem suberícola na comunidade de borboletas diurnas da Serra do Caldeirão

Maria João Caldeira Verdasca

Licenciada em Biologia

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Biologia da Conservação

Orientador: Doutor Pedro Beja

Co-orientador: Professor Doutor António Mira

Arguente: Professor Doutor António Fabião

Presidente do Júri: Professor Doutor João Rabaça

Janeiro 2011

Avaliação do impacto da gestão da paisagem suberícola na comunidade de borboletas diurnas da Serra do Caldeirão

Maria João Caldeira Verdasca

Licenciada em Biologia

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Biologia da Conservação

Orientador: Doutor Pedro Beja

Co-orientador: Professor Doutor António Mira

Arguente: Professor Doutor António Fabião

Presidente do Júri: Professor Doutor João Rabaça



185 678

Janeiro 2011

Para o Sérgio e para o meu pai

Agradecimentos

Finalmente é desta que entrego a tese! Mais uma etapa concluída! Ao longo dos últimos anos nem sempre foi fácil conciliar o mestrado com a vida pessoal e profissional. Algumas coisas tiveram de ficar para trás e a tese foi muitas vezes esse elo mais fraco.

Mas chegou a hora. A hora de pôr cá fora o que estudei, o que aprendi e com isso tentar despertar novos valores, consciências e experimentar outros voos.

Se tenho neste momento o trabalho concluído devo-o sem dúvida ao conjunto de professores e amigos que me acompanharam mas acima de tudo da família que teve sempre aquela palavra de ânimo mesmo quando a moral esteve mais em baixo. A todos o meu muito obrigado.

Ao Doutor Pedro Beja agradeço a orientação e a supervisão do trabalho, bem como todo o know how que me transmitiu ao longo desta minha caminhada.

Ao professor António Mira, agradeço todas as dicas, a revisão da tese e a disponibilidade demonstrada apesar dos seus múltiplos afazeres e ainda por ter aceite ser meu co-orientador.

À Joana Santana por toda a informação disponibilizada e pela preciosa ajuda na revisão da tese.

Ao José Pedro Granadeiro e ao Luís Reino pelas dicas que fizeram toda a diferença com o programa R.

Ao pessoal do mestrado, pelo excelente grupo que formamos, pela amizade, pelas gargalhadas, pelos trabalhos de grupo até às tantas, pelos fantásticos momentos que partilhamos juntos na Herdade da Contenda e em Alcoutim.

A todos aqueles grandes amigos de sempre, que apesar da distância e dos afazeres de cada um sempre tiveram aquela palavrinha “Quando é que acabas isso?”

À Sofia e à Adriana pela amizade consolidada de vários anos, pela entrega e dedicação no trabalho mesmo nos momentos mais complicados.

À D. Isabel, ao Sr. Sérgio, à Sofia, ao Emanuel e à Arminda por todos aqueles fins-de-semana em família, pela entrega e carinho que sempre demonstraram e pela prontidão na ajuda sempre que necessário.

Aos meus avós, em especial à avó Celeste pelo amor, preocupação e pela força que sempre me deu. “Finalmente acabei a tese Vó!”

Paizão, a ti devo-te tudo, a pessoa que sou hoje, os valores, o mestrado, o não desistir, o acreditar em mim. Pela amizade, os conselhos, a capacidade de ouvir, a cumplicidade das nossas conversas, a presença constante e a superação daqueles momentos mais complicados...conseguimos!

Sérgio, o último na lista, o primeiro no coração. Pelo amor, pela força, por seres o meu balão de oxigénio, por nunca me teres deixado desistir da tese quando pensava que já não a conseguiria entregar, pelo teu abraço bom, pela nossa vida a dois e pelos nossos planos futuros.

Resumo

A crescente utilização de limpezas mecânicas do subcoberto nas florestas mediterrânicas para redução do risco de incêndio tem consequências pouco conhecidas nas comunidades biológicas. O presente estudo foi desenvolvido na Serra do Caldeirão, situada na região do Algarve, no Sul de Portugal, num ecossistema florestal dominado por sobreiros (*Quercus suber*) e onde a gestão da floresta se baseia na exploração da cortiça e na limpeza e corte do mato. Com este trabalho pretendemos estudar quais os principais factores que afectam a recuperação da comunidade de borboletas após a desmatação realizada ao longo de 70 anos. Os resultados da amostragem de 45 parcelas de sobreiral mostraram que a riqueza e a abundância de borboletas são significativamente maiores em zonas recentemente limpas (onde a diversidade de plantas herbáceas e nectaríferas é também superior) do que em zonas onde o coberto vegetal não é limpo há bastante tempo. A partir destes resultados e devido ao facto de algumas espécies se encontrarem limitadas a zonas de floresta mais densa, concluímos que é de crucial importância conservar e gerir os espaços florestais com matos recentes, bem como os habitats de floresta densa, para manter a diversidade da comunidade de borboletas. Os resultados indicam ainda que a gestão selectiva da floresta de sobreiro da Serra do Caldeirão pode dar um contributo importante para a conservação da biodiversidade mediterrânica, desde que seja feita de uma forma que mantenha a heterogeneidade ambiental.

Palavras-chave: lepidópteros, sobreirais, gestão da paisagem florestal, limpeza e corte do mato, risco de incêndio, sistema em mosaico,

Long-term recovery of butterfly assemblages after mechanical fuel management in Mediterranean evergreen oak forests

Abstract

The increased use of mechanical fuel management activities in Mediterranean evergreen oak forests to reduce fire risk has poorly known consequences on biological communities. This study was developed in a *Quercus suber* forest ecosystem located in the southern Portugal, where forest management is focused on cork exploitation and undergrowth mechanical clearing is the main used fuel reduction method. We aimed to understand the main factors affecting the recovering of butterfly assemblages richness and abundance after undergrowth clearing disturbance, by using a 70 years chronosequence of 45 cork oak forest patches with different undergrowth ages since the last clearing disturbance. The results showed that butterfly species richness and abundance were significantly higher in recently cleared forests patches, where the diversity of herbaceous and nectar plants is also higher, than in forests with older undergrowth. Nonetheless, some species were more confined to forests with older undergrowth. High levels of butterfly diversity are therefore achieved by maintaining both, managed cork oak forest patches and unmanaged cork oak forest habitats for several years. The results further indicate that selectively clearing forests can make an important contribution to the conservation of Mediterranean biodiversity, provided that they are managed in a way that maintains environmental heterogeneity.

Keywords: lepidoptera, cork oak forest management, landscape mosaic, species diversity, species richness.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract	iii
Índice	iv
1. Capítulo 1: Introdução.....	1
1.1 Lepidópteros – Importância e função bioindicadora	2
1.2 A floresta mediterrânica.....	3
1.3 Gestão de ecossistemas florestais em Portugal	5
1.4 Área de estudo - Sobreirais da serra do Caldeirão.....	7
1.5 Objectivos	8
1.6 Bibliografia	9
2. Capítulo 2: Long-term recovery of butterfly assemblages after mechanical fuel management in Mediterranean evergreen oak forests.....	12
Abstract	13
Introduction.....	14
Methods.....	16
Study area	16
Study design	18
Butterfly Census.....	19
Explanatory variables	19
Data analysis	20
Results	22
Butterfly assemblage composition.....	22
Habitat patterns.....	24
Butterfly Community recovery undergrowth clearing	29
Discussion	31
Management implications	33
Acknowledgements	34
References	34
3. Capítulo 3: Considerações Finais	38
3.1 Resposta da comunidade de borboletas à perturbação	39
3.2 Implicações ao nível da gestão florestal.....	42
3.3 Bibliografia	43

Capítulo 1

Introdução

1.1 Lepidópteros – Importância e função bioindicadora

As borboletas são um dos grupos com maior diversidade à face da Terra. A Europa apresenta uma grande variedade de borboletas, compreendendo cerca de 600 espécies de borboletas diurnas e quase 8000 nocturnas. Em Portugal existem 135 espécies de borboletas diurnas e mais de 2500 nocturnas (Maravalhas, 2003). Os lepidópteros ocorrem numa grande variedade de habitats desde as zonas costeiras até aos topos das montanhas, e desde as zonas húmidas até às grandes cidades. O declínio da diversidade de borboletas tem sido devido à perda dos seus habitats cruciais de reprodução como os prados floridos, as orlas das florestas e as zonas de floresta mais densa. (Erhardt & Thomas, 1991; Warren *et al.*, 1997; Stefanescu *et al.*, 2004; Thomas *et al.*, 2004; Van Swaay *et al.*, 2006; Butterfly Conservation Europe, 2007; Dennis, 2010). Os locais que ainda persistem são muitas vezes demasiado pequenos e fragmentados para que as espécies possam sobreviver. Por outro lado, as alterações climáticas são também um factor que pode contribuir negativamente para a sobrevivência deste grupo, levando por vezes a que espécies características de habitats muito próprios como zonas mais montanhosas ou zonas húmidas dispersem para outras regiões do globo anteriormente não ocupadas (Butterfly Conservation Europe, 2007).

As borboletas desempenham um papel de extrema importância nos ecossistemas terrestres, não só por serem elementos vitais na cadeia trófica, mas também por darem um inestimável contributo para a polinização das plantas. Como têm vida curta, e portanto muitas gerações em pouco tempo, permitem a rápida acumulação de informações taxonómicas, ecológicas e evolutivas, tornando estes insectos ideais para o estudo da dinâmica de populações (Thomas 2005; Van Swaay & Van Strien, 2005; Van Sway *et al.*, 2006).

As borboletas são extremamente sensíveis ao microclima e à estrutura da vegetação, tornando-as excelentes indicadores das alterações ambientais (Dennis, 1993; Brown, 1997; Samways, 1994; Roy *et al.*, 2001; Thomas, 2005). Este facto é potenciado por razões que se prendem com o actual bom conhecimento da taxonomia do grupo, por serem insectos geralmente fáceis de identificar, e por serem altamente específicas com as suas plantas hospedeiras (Samways, 1994; Niemi & McDonald, 2004). Em geral, como a grande maioria das borboletas utiliza espécies de plantas específicas tanto no estado larvar como na forma adulta, acredita-se que a riqueza específica de plantas influencie a riqueza específica de borboletas. Esta correlação positiva entre a diversidade de borboletas e plantas já foi referida em alguns estudos anteriores (Kitahara & Watanabe, 2001, 2003; Kitahara *et al.*, 2007). Schneider e Fry (2001) afirmaram ainda que a disponibilidade tanto das fontes de néctar como das plantas hospedeiras das lagartas são importantes na determinação da diversidade de borboletas. Estes factos fazem com que os estudos de monitorização dos lepidópteros numa determinada área sejam muitas vezes utilizados como ferramentas indispensáveis na biologia da conservação (Warren *et al.*, 1997; Stefanescu, 2000, 2002; Thomas, 2005).

A topografia da paisagem é importante para as espécies que praticam hill-topping (New, 1997). Pequenas alterações na aparência de um determinado sítio podem fazer com que os machos não reconheçam o local adequado de acasalamento. Alterações na composição da vegetação, topografia e declive podem tornar zonas de hill-topping impróprias para determinadas borboletas, levando ao seu desaparecimento da região (Australian Museum, 2008).

Estudos realizados com borboletas e insectos de diferentes regiões do globo indicam que as suas populações respondem de forma diferente a perturbações ambientais, sendo que muitas espécies apresentam diferentes necessidades ecológicas em cada fase do ciclo de vida (New *et al.*, 1995; Samways, 2007). O impacto das perturbações do habitat na diversidade de borboletas das florestas mediterrânicas é uma área de preocupação actual, mas por vezes pouco compreendida ou difícil de prever. Isto deve-se em parte ao facto de existir um conhecimento ainda escasso sobre como as espécies respondem às alterações que ocorrem naturalmente na floresta primária e em como é que estas condições se modificam depois das perturbações induzidas pela actividade humana. As práticas de uso do solo necessitam de uma gestão activa do habitat e da vegetação de forma a conservar ou mesmo a expandir algumas populações de borboletas (Smallidge & Leopold, 1997).

Como as borboletas são extremamente sensíveis à estrutura da vegetação e à natureza em mosaico do habitat, o estudo do efeito das actividades de gestão do ecossistema na comunidade de borboletas deve ter em conta a paisagem regional e a dinâmica temporal das práticas de gestão aplicadas (Smallidge & Leopold, 1997), sendo de extrema importância para os decisores, uma vez que lhes providencia as bases para as suas recomendações.

1.2 A floresta mediterrânica

A floresta mediterrânica é um sistema marcado pela intervenção humana que, desde há milhares de anos, foi alterando e moldando a floresta em seu benefício, aproveitando os seus produtos e serviços ambientais. A composição e estrutura actuais das florestas reflectem em grande medida a história do planeta à escala geológica. A última glaciação do Plistocénio teve impactos irreversíveis nos ecossistemas florestais, levando à extinção de muitas espécies que não resistiram ao avanço das calotes glaciares. Na Europa, apenas algumas pequenas áreas isoladas, localizadas nos extremos sul e sudeste do continente, ficaram a salvo durante a glaciação, constituindo refúgios de biodiversidade a partir das quais decorreram fenómenos de re-colonização para o Centro e Norte da Europa após o recuo dos glaciares (Larsson, 2001). Este fenómeno aliado às alterações nas correntes oceânicas levou a um aumento da xericidade das regiões em torno da Bacia do Mediterrâneo (di Castri, 1991). Nestes locais estabeleceu-se assim um clima caracterizado por invernos frios e húmidos e verões quentes e secos, denominado por clima mediterrânico.

A floresta mediterrânica é marcada pela presença humana e por uma intensa actividade florestal, agrícola e pastoril (Blondel & Aronson 1999). Estas zonas florestais são assim o resultado de uma gestão que desde cedo levou a uma modificação massiva do território (Ribeiro, 1991) numa paisagem constituída por um mosaico de formações florestais, matos e áreas agrícolas moldados pelo clima e pelas perturbações humanas (Blondel & Aronson, 1999; Herrando & Brotons, 2002).

A mancha mediterrânica de Portugal – que se estende maioritariamente a sul do Tejo - ostenta um património florestal preciosíssimo. É uma paisagem dominada na maior parte pelo sobreiro (*Quercus suber*), factor distintivo e mais-valia do país no plano florestal que alberga espécies raríssimas como o lince ibérico (*Lynx pardinus*) e a águia imperial (*Aquila adalberti*) ou mesmo as mais comuns como o veado e o javali, que são cada vez mais abundantes. Apesar das diminutas dimensões do território nacional, Portugal é o país do Mediterrâneo e, na verdade do mundo, com a maior área de sobreiro (33% da área mundial) e a maior produção industrial de cortiça. Os bosques e montados de sobreiro e azinheira (*Quercus rotundifolia*) são classificados pelo Anexo I da Directiva Habitats. A razão da sua relevância do ponto de vista da conservação está no facto destes sistemas serem importantes suportes de biodiversidade e reguladores de serviços ambientais (WWF). O sobreiral é um bosque característico do mediterrâneo ocidental. As suas massas naturais estendem-se por sete países, de norte a sul deste mar, com realidades sociais e económicas muito distintas: Portugal, Espanha, Argélia, Marrocos, Tunísia, França e Itália (Fig. 1).

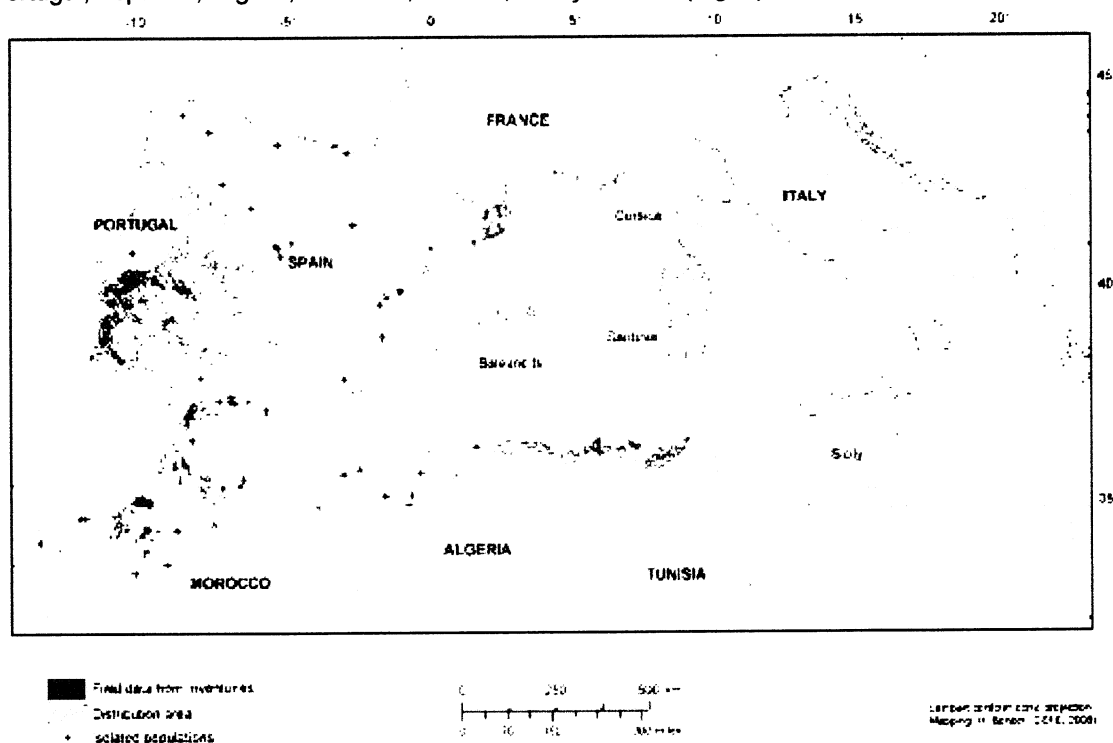


Fig. 1 – Actual distribuição de sobreiro (*Quercus suber*). Adaptado de Aronson *et al.*, 2009

Existem, actualmente, no mundo cerca de 2,5 milhões de hectares de sobreirais. A percentagem das áreas sem exploração é muito variável de país para país, oscilando entre os 10% em Espanha e Portugal, e 80% na Argélia, passando por países como Marrocos em que 45% das áreas de sobreirais não são exploradas (Código Internacional da Práticas Suberícolas, 2005). Com efeito, a área potencial deste agrupamento vegetal é 5 vezes superior: mais de 12,5 milhões de hectares; pela acção do Homem desapareceram mais de 10 milhões de hectares de sobreirais, tendo as formações originais sido transformadas em áreas agrícolas, pastagens, áreas de matos e repovoamentos florestais.

1.3 Gestão de ecossistemas florestais em Portugal

As florestas de sobreiro, formam sistemas ecológica e economicamente sustentáveis, que funcionam como um importante instrumento de prevenção contra a desertificação. De facto, desde que adequadamente geridos, estes sistemas geram níveis elevados de biodiversidade, melhoram a matéria orgânica dos solos (retiram os nutrientes de níveis mais profundos e devolvem-nos ao solo com a queda das folhas, originando um solo mais produtivo), contribuem para a regulação do ciclo hidrológico (ao aumentar os níveis de matéria orgânica dos solos, contribuem para uma melhor retenção de água, facilitam a sua infiltração no solo e diminuem as perdas por escoamento superficial, regulando assim o ciclo hidrológico) e travam o despovoamento (ao constituírem-se como sistemas agro-florestais economicamente viáveis: extracção da cortiça, pecuária, a caça, o mel, as plantas aromáticas e os cogumelos (WWF & CEABN, 2008). Devido à importância sócio-económica das áreas florestais, com uma forte pressão humana, torna-se urgente delinear estratégias de gestão florestal de forma a preservar a biodiversidade existente (Lindenmayer & Franklin, 2002).

Após a perturbação as florestas iniciam um processo de sucessão secundária, na qual a diversidade da vegetação e a sua complexidade aumenta (Santana *et al.*, 2009) com um maior crescimento nas fases iniciais e intermédias da sucessão (Cook, 1996). A acumulação de material lenhoso durante os Invernos mais chuvosos, seguida de uns verões quentes e secos, resulta frequentemente em fogos naturais que continuamente interrompem o processo de sucessão da vegetação e modelam a composição e a estrutura da paisagem florestal mediterrânica (Blondel & Aronson, 1999; Herrando & Brotons, 2002). No entanto, a ocorrência de fogos florestais é normalmente considerada inaceitável devido ao aumento da ocorrência de incêndios com carácter catastrófico que conduz a perdas humanas e de bens materiais. Na Península Ibérica, o fogo assumiu uma maior relevância a partir da década de 70, do século XX altura em que os valores da área florestal afectada por fogos rondavam os 50.000 ha (Rego 1992, Moreno *et al.*, 1998). Durante séculos, as perturbações induzidas pelo homem nestas áreas terão parcialmente substituído as perturbações naturais o que terá permitido reduzir consideravelmente o risco de incêndio. No entanto, o êxodo rural e o consequente abandono das práticas tradicionais (que combinavam o pastoreio com a exploração

agrícola) em zonas de floresta mediterrânea, tem levado à expansão das zonas arbustivas (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999, Romero-Calcerrada & Perry 2004) com a consequente acumulação de material combustível e aumento potencial do risco de incêndio (Souto Cruz & Monteiro Alves, 1987; Rego, 1992; Moreno *et al.*, 1998; Blondel & Aronson 1999).

A vegetação original destas regiões apresenta-se hoje em diversas fases de degradação ou regeneração da antiga floresta que terá coberto as terras férteis da região mediterrânica originando uma paisagem em mosaico (di Castri, 1991). Os factores acima descritos culminam na necessidade de intensificar métodos de limpeza mecânica do subcoberto em lugar das tradicionais actividades de gestão da floresta como os métodos de limpeza manual do subcoberto e pastoreio (Hampe & Arroyo 2002, Montero & Cañellas 1999). Estas medidas envolvem o corte mecânico regular dos arbustos e pequenas árvores e posterior remoção para reduzir o combustível lenhoso (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999; Montero & Cañellas, 1999; Hampe & Arroyo, 2002), evitando a progressão violenta dos fogos e tornando o seu controlo mais eficaz. O fogo controlado tende a ser menos frequentemente utilizado devido à falta de meios técnicos adequados. A forma como o terreno é gerido depende do proprietário e das actividades económicas a que se destinam os terrenos. No caso particular das formações florestais de sobreiro, na maior parte das propriedades, o subcoberto é limpo um ou dois anos antes de ser retirada a cortiça, como medida de prevenção de incêndios, conduzindo a uma frequência de corte de nove a dez anos, embora em alguns casos possam ser realizados cortes em intervalos mais curtos (de cinco anos) (Montero & Cañellas, 1999). Outro factor que condiciona a frequência e a extensão das limpezas é a topografia. Em alguns locais onde os declives são muito acentuados a realização de limpezas é muito condicionada, reduzindo-se por vezes à realização de caminhos, os quais dão acesso aos sobreiros mais inacessíveis. A densidade do arvoredo em exploração influencia directamente o seu potencial produtivo, sendo necessária uma boa condução do regime de desbastes para optimização da produção de cortiça e sua sustentabilidade (Costa e Pereira, 2007).

Embora o fogo e a limpeza difiram num variado número de formas, a dinâmica da regeneração após ambas as perturbações tende a ser comparável e a convergir para comunidades semelhantes em estrutura e composição específica em apenas alguns anos (Tárrega *et al.*, 2001). Tal como o fogo, os tratamentos mecânicos favorecem a criação de manchas com vegetação de estádios iniciais de sucessão que é essencial para a ocorrência de espécies de habitats abertos e de orla. A limpeza mecânica pode assim ser uma forma prática para restaurar a heterogeneidade em locais que de outro modo se tornariam em florestas homogéneas em termos de subcoberto, cumprindo um duplo papel de reduzir risco de incêndio e aumentar a biodiversidade. Esta ideia surge como tentativa de encontrar uma forma de gestão que mimetize os processos e dinâmicas naturais de perturbação pelo fogo nestes ecossistemas, na esperança de que os impactos destas perturbações na biodiversidade sejam menores por se assemelharem às perturbações ecológicas naturais (Hunter, 2007).

1.4 Área de estudo - sobreirais da Serra do Caldeirão

A serra do Caldeirão é um sistema montanhoso (200-580 m acima do nível do mar) localizado no Sul de Portugal (distrito de Faro, Algarve) abrangido pelos concelhos de Loulé e Tavira. As paisagens desta serra (Fig. 2) de clima mediterrânico são dominadas por um mosaico de florestas maduras de sobreiro e matagais mediterrânicos complexos com diferentes idades, onde o sobreiro domina rodeado por grandes medronheiros (*Arbutus unedo*) e urzes-brancas (*Erica arborea*) (Acácio *et al.*, 2008) que ocorrem nos solos finos, pouco férteis e ácidos, originados pelo maciço Paleozóico de xisto-grauvaque. As áreas florestais são intercaladas por matos quase monoespecíficos de esteva (*Cistus ladanifer*) e matos mediterrânicos diversificados dominados por espécies do géneros *Ulex*, *Erica*, *Cistus*, *Lavandula* e *Genista* (Acácio *et al.*, 2008), indicando perturbações mais recentes da paisagem. A população humana da região serrana é actualmente muito envelhecida (em média superior a 60 anos), tendo como principal actividade a produção de cortiça geralmente conduzida em pequenas propriedades (<10 ha), mas também de outros produtos secundários da floresta como o medronho e o mel. A paisagem actualmente existente na serra, pouco tem a ver com a existente durante a primeira metade do século XX onde a campanha do trigo implementada em Portugal entre 1929 e 1938 terá conduzido a uma simplificação extrema da paisagem através da limpeza da vegetação natural para o cultivo de cereais (Krohmer & Deil, 2003). Este processo terá no entanto sido revertido durante a segunda metade do século devido ao êxodo rural decorrente do abandono das actividades agro-pastoris, originando um aumento progressivo da cobertura arbustiva (Krohmer & Deil, 2003; Acácio *et al.*, 2008). Neste contexto, a gestão agro-silvo-pastoril até então realizada foi convertida para um sistema meramente florestal, recorrendo à limpeza mecânica do subcoberto como a principal operação de gestão (Pinto-Correia, 1993), a qual pode ocorrer de nove em nove anos em associação com o intervalo de exploração da cortiça. No entanto, algumas parcelas encontram-se abandonadas sendo a sua gestão inexistente ou muito esporádica.



Fig. 2 – Paisagens da Serra do Caldeirão

O sistema altamente fragmentado da serra do Caldeirão, onde cada proprietário decide individualmente sobre a gestão a realizar na sua propriedade, originou uma paisagem heterogénea, constituída por um complexo mosaico de parcelas florestais com vegetação do subcoberto em diferentes estádios de desenvolvimento desde a última limpeza a que foram sujeitas, constituindo as condições ideais para realização do presente estudo. Existem assim desde parcelas recentemente limpas onde o subcoberto é inexistente, a parcelas não sujeitas a gestão há várias décadas, onde o subcoberto é muito desenvolvido, existindo uma elevada cobertura de arbustos altos e pequenas árvores.

1.5 Objectivos

Apesar dos potenciais benefícios das limpezas mecânicas do subcoberto, como parte da gestão florestal dos ecossistemas florestais mediterrânicos, podem também haver consequências negativas decorrentes da intensidade, extensão e frequência demasiado elevadas das limpezas, levando à eliminação de estádios intermédios e elevados da sucessão ecológica. Este problema pode ser particularmente sério se a biodiversidade florestal demorar muito tempo a recuperar depois da perturbação, o que pode justificar que algumas manchas devam ser deixadas imperturbáveis ou sujeitas a longos intervalos de tratamentos de limpeza. Esta solução permitiria o estabelecimento de um sistema metapopulacional, em que parcelas com subcoberto mais antigo constituíssem simultaneamente, reservatórios e fontes de espécies que alimentariam as parcelas afectadas pela gestão florestal, mantendo-se assim elevados níveis de biodiversidade na paisagem. No entanto, existe ainda pouca informação disponível sobre as dinâmicas de recuperação a longo prazo da biodiversidade das florestas mediterrânicas após limpeza de subcoberto, o que dificulta a determinação da representação espacial dos estádios de sucessão necessários para maximizar a biodiversidade ao nível da paisagem bem como a viabilidade destas soluções.

A presente dissertação surge neste contexto, tendo como objectivo geral contribuir para o entendimento dos efeitos da utilização de limpezas mecânicas do subcoberto para a redução do risco de incêndio na biodiversidade das florestas mediterrânicas, discutindo sobre a sua adequabilidade como substituto do fogo, que constitui a principal perturbação natural destes ecossistemas. Pretende-se ainda contribuir para o desenvolvimento de modelos de gestão florestal sustentável onde a conservação da biodiversidade possa ser combinada e gerida com a redução do risco de incêndio, e a manutenção da actividades sócio-económicas destes ecossistemas, como é o caso particular da extracção da cortiça.

O tema aqui explorado é bastante actual na sequência do acréscimo do número de incêndios nas florestas mediterrânicas e a consequente necessidade de utilização de métodos eficazes para a redução do risco de incêndio, os quais se prevê que venham agravar-se na consequência das previsões das alterações climáticas. Adicionalmente, com a taxa de perda de biodiversidade

verificada a nível mundial na sequência da pressão humana sobre os ecossistemas, torna crucial o estudo de medidas que permitam a manutenção da biodiversidade existente, ainda mais em zonas de refúgio de biodiversidade como é o caso das regiões da Bacia do Mediterrâneo.

Neste contexto, o objectivo específico do presente estudo foi avaliar o impacto da limpeza e corte do mato feita na prevenção dos fogos florestais na comunidade de borboletas diurnas da Serra do Caldeirão. Com ele pretendeu-se estimar a diversidade e abundância deste grupo de insectos nas diferentes parcelas florestais seleccionadas com diferentes idades de coberto arbustivo. Por fim, pretende-se ainda propor algumas medidas de gestão que possam ser compatíveis com a prevenção dos fogos florestais e a manutenção da diversidade de borboletas da floresta Mediterrânica.

A presente dissertação surge assim organizada em mais dois capítulos para além da presente introdução. O segundo capítulo intitulado "Long-term recovery of butterfly assemblages after mechanical fuel management in Mediterranean evergreen oak forests" foi estruturado sob a forma de artigo para submeter para publicação numa revista com arbitragem científica. Por fim, incluiu-se ainda um capítulo de considerações finais (Capítulo 3) onde é feito um resumo dos principais resultados e conclusões obtidos no Capítulo 2 e as implicações de gestão florestal que acarretam.

1.6 Bibliografia

- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F. & Mohren, G. (2008). Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forest into persistent shrublands? *Agroforestry Systems*, DOI: 10.1007/s10457-008-9165-y.
- Aronson, J., Pereira, J. & Pausas, J. (2009). Cork oak woodland on the edge – Ecology, Adaptive Management, and Restoration. *Society for Ecological, restoration International*. Island Press
- Australian Museum (2008). Hill-topping butterflies of Hawkesbury – Nepean CMA. Hill-tops in the Estuary subcatchment. In www.environment.nsw.gov.au
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999). Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford University Press, New York, NY.
- Brown, K. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, nr.1; Vol.1; ISSN1366-638X
- Butterfly Conservation Europe (2007). Conserving butterflies and moths across Europe. Leaflet sponsored by the Institute of Nature Conservation (Belgium).
- Código Internacional das Práticas Suberícolas (2005). 1ªEd. (versão portuguesa). Projecto Subernova.
- Cook, J. (1996). Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. *Forest Science* **42**, 67-75.
- Costa, A. & Pereira, H. (2007). A siveicultura do sobreiro. In *Árvores e Florestas de Portugal: Os Montados – Muito para além das árvores* **3**: 39-58.
- Dennis, R. (2010). A resource-based Habitat View for Conservation Butterflies in the British Landscape. Wiley-Blackwell. ISBN: 978-1-4051-9945-2 (hb).

- Dennis, R. (1993). *Butterflies and climate change*. Manchester University Press, Manchester and New York.
- di Castri, F. (1991). An ecological overview of the five regions with a Mediterranean climate. In: *Biogeography of Mediterranean Invasions*, pp. 3-16. Edited by Groves, R.H. & di Castri, F., Cambridge University Press, Cambridge.
- Erhardt, A. & Thomas, J. (1991). Lepidoptera as indicators of change in the semi-natural grasslands of lowland and upland Europe. Pp: 213-234, in N.M. Collins & J.A. Thomas (eds.), *Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, London.
- Hampe, A. & Arroyo, J. (2002). Recruitment and regeneration in populations of an endangered South Iberian Tertiary relict tree. *Biological Conservation* **107**, 263-271.
- Herrando, S. & Brotons, L. (2002). Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach, *Ecography* **25**, 161-172.
- Hunter, M. (2007). Core principles for using natural disturbance regimes to inform Landscape Management. In: *Conservation Science and Practice Series, Managing and designing landscapes for conservation: Moving from perspectives to principles*, pp. 408-422. Edited by Lindenmayer, D. & Hobbs, R., Blackwell Publishing, Malden.
- Kitahara, M. & Watanabe, M., (2001). Relationships of butterfly community diversity to vegetational species richness in and around the Aokigahara woodland at the northern foot of Mt. Fuji, central Japan. *Jpn J Environ Entomol Zool* **12**:131-145.
- Kitahara M. & Watanabe, M., (2003). Diversity and rarity hotspots and conservation of butterfly communities in and around the Aokigahara woodland of Mount Fuji, central Japan. *Ecol. Res.* **18**:503-522.
- Kitahara, M., Yomoto, M. & Kobayashi, T. (2007). Relationship of butterfly diversity with nectar plant species richness in and around the Aokigahara primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation*. ISSN 0960-3115 (Print).
- Krohmer, J. & Deil, U. (2003). Paysages dynamiques et conservateurs? Couvert végétal actuel et changements de l'occupation du sol dans la Serra de Monchique (Portugal). *Phytocoenologia* **33**, 767-799.
- Larsson, T. (2001). Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* **50**, 11-15.
- Lindenmayer, D. & Franklin, J. (2002). Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach. Island Press, Washington.
- Maravalhas, E. (ed) 2003. As Borboletas de Portugal. Vento Norte
- Montero, G. & Cañellas, I. (1999). Manual de reforestación y cultivo de alcornoque (*Quercus suber* L.). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Moreno, J., Vázquez, A. & Vélez, R. (1998). Recent history of forest fires in Spain. In *Large Forest Fires*, pp.159-185. Edited by J. M. Moreno. Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands.
- New, T. (1997) - *Butterfly Conservation* . (second Edition). Oxford University Press
- Niemi, G. & McDonald, M. (2004). Application of Ecological Indicators. *Annu.Rev. Ecol. Evol. Syst.* **35**: 89-111.
- Pinto-Correia, T. (1993). Threatened landscape in Alentejo, Portugal: the 'montado' and other 'agro-silvo-pastoral' systems. *Landscape and Urban Planning* **24**, 43-48.
- Pinto-Correia, T. & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/ intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* **46**:125-131.
- Rego, F. (1992). Land uses fires and wildfires. In *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*, pp. 367-373. Edited by A. Teller, P. Mathy and J.N.R. Jeffers. Elsevier Applied Science: London, UK.
- Ribeiro, O. (1991). *Portugal o Mediterrâneo e o Atlântico*. Coleção Nova Universidade, Livraria Sá da Costa Editora, Lisboa.

- Romero-Calcerrada, R. & Perry, G. (2004). The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning* **66**, 217-232.
- Roy, D., Rothery, P., Moss, D., Pollard, E., Thomas, J. (2001). Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *J. Anim. Ecol.* **70**: 201-217.
- Samways, M. (1994). *Insect Conservation Biology*. Conservation Biology Series. Chapman & Hall. London. ISBN 0412634503.
- Samways, M. (2007). Insect conservation: a synthetic management approach, *Annual Review of Entomology* **52**, pp. 465–487
- Santana, J., Porto, M., Reino, L. & Beja, P. (2009). Long-term responses of Mediterranean forest structure and composition to human disturbances: Could mechanical fuel reduction contribute to maintenance of forest diversity? In: *Santana, J.F. Efeitos das limpezas do subcoberto nas comunidades de aves florestais mediterrânicas*, Dissertação de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Schneider C & Fry G. (2001). The influence of landscape grain size on butterfly diversity in grasslands. *J Insect Conserv* **5**:163–171
- Smallidge, P & Leopold, D. (1997), Vegetation management for the maintenance and conservation of butterfly habitats in temperate human-dominated landscapes. *Landscape and Urban Planning* **38** pp 259-280 .
- Souto Cruz, C. & Monteiro Alves, A. (1987). Ecological fire influences on *Quercus suber* forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* **13** (4): 69-78.
- Stefanescu, C. (2000). El Butterfly Monitoring Scheme en Catalunya: los cinco primeros años. *Treb. Soc. Cat. Lep.* **15**: 5-48.
- Stefanescu, C. (2002). Presentació, Estat de la xarxa del *Butterfly Monitoring Scheme* a Catalunya l'any 2001. *Cynthia, Butlletí del Butterfly Monitoring Scheme a Catalunya* **1**:1-6.
- Stefanescu, C., Herrando, S. & Páramo, F. (2004). Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* **31**, 905–915.
- Tárrega, R., Luis-Calabui, E. & Valbuena, L. (2001). Eleven years of recovery dynamic after experimental burning and cutting in two *Cistus* communities. *Acta Oecologica* **22**, 277-283.
- Thomas, J., Telfer, M., Roy, D., Preston, C., Greenwood, J., Asher, J., Fox, R., Clarke, R., & Lawton, J. (2004). Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* **303** (5665), 1879.
- Thomas, J. (2005). Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.* **360**, pp. 339–357
- Van Swaay, C. & Van Strien, A. (2005). Using butterfly monitoring data to develop a European grassland butterfly indicator. In: Kühn, E., Feldmann, R., Thomas, J. & Settele, J. (eds.) *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Vol. 1, General Concepts and Case studies. Pensoft, Sofia - Moscow.
- Van Swaay, C., Warren, M. & Lois, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* **10**: 189-209.
- Warren, M., Barnett, L., Gibbons, D. & Avery, M. (1997). Assessing national conservation priorities: an improved red list of british butterflies. *Biological Conservation* **82**: 317-328
- WWF & CEABN (2008). Relatório "O Sobreiro, uma barreira contra a desertificação". In www.naturlink.pt

Capítulo 2

Long-term recovery of butterfly assemblages after mechanical fuel management in Mediterranean evergreen oak forests

Maria João Verdasca¹, Ana Sofia Leitão¹, Joana Santana^{2,4},
Miguel Porto^{2,5}, António Mira³ & Pedro Beja^{2,4}

¹ Museu Nacional de História Natural
Rua da Escola Politécnica 58, 1250-102 Lisboa, Portugal

² Erena – Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais
Rua Robalo Gouveia, 1-1A, 1900-392 Lisboa, Portugal

³ Universidade de Évora: Unidade de Biologia da Conservação
Pólo da Mitra Valverde, 7002-554 Évora, Portugal

⁴ CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Campus Agrário de Vairão,
Universidade do Porto, 4485-601 Vairão, Portugal

⁵ Centro de Biologia Ambiental, Departamento de Biologia Vegetal,
Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa,
Edifício C2, 5º Piso, Sala 2.5.46, 1749-016 Lisboa, Portugal

Long-term recovery of butterfly assemblages after mechanical fuel management in Mediterranean evergreen oak forests

Maria João Verdasca¹, Ana Sofia Leitão¹, Joana Santana^{2,4}, Miguel Porto^{2,5},
António Mira³ & Pedro Beja^{2,4}

2010

¹ Museu Nacional de História Natural

² Erena – Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais

³ Universidade de Évora: Unidade de Biologia da Conservação

⁴ CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto

⁵ Centro de Biologia Ambiental, Depart. Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa

mjverdasca@museus.ul.pt

Abstract

The increased use of mechanical fuel management activities in Mediterranean evergreen oak forests to reduce fire risk has poorly known consequences on biological communities. This study was developed in a *Quercus suber* forest ecosystem located in the southern Portugal, where forest management is focused on cork exploitation and undergrowth mechanical clearing is the main used fuel reduction method. We aimed to understand the main factors affecting the recovering of butterfly assemblages richness and abundance after undergrowth clearing disturbance, by using a 70 years chronosequence of 45 cork oak forest patches with different undergrowth ages since the last clearing disturbance. The results showed that butterfly species richness and abundance were significantly higher in recently cleared forests patches, where the diversity of herbaceous and nectar plants is also higher, than in forests with older undergrowth. Nonetheless, some species were more confined to forests with older undergrowth. High levels of butterfly diversity are therefore achieved by maintaining both, managed cork oak forest patches and unmanaged cork oak forest habitats for several years. The results further indicate that selectively clearing forests can make an important contribution to the conservation of Mediterranean biodiversity, provided that they are managed in a way that maintains environmental heterogeneity.

Keywords: lepidoptera, cork oak forest management, landscape mosaic, species diversity, species richness.

Introduction

Recent strong declines on butterfly diversity across Europe have been caused by the widespread loss of crucial breeding habitats such as flower-rich meadows, wood-grass mosaics, heathland and native woodland (Erhardt & Thomas, 1991; Warren *et al.*, 1997; Stefanescu *et al.*, 2004; Thomas *et al.*, 2004; Van Swaay *et al.*, 2006; Butterfly Conservation Europe, 2007; Dennis, 2010).

Butterflies are highly sensitive to local climate and vegetation structure, which renders them useful indicators of environmental change (Dennis, 1993; Samways, 1994; Brown, 1997; Roy *et al.*, 2001; Thomas, 2005). They are generally fairly readily identifiable, there is a relatively good taxonomic knowledge of the group and they are also highly plants specific for their growth development and sometimes have close plant-pollinator relationships (Samways, 1994; Pearson, 1995; Thomas, 2005). In general, as almost all butterflies use species-specific plant resources in both larval and adult stages, it is believed that the diversity of plants influences the diversity of butterflies. Schneider & Fry (2001) advocated that the availability of both nectar sources and larval food plants are important in determining butterfly diversity. In fact, the positive correlation between plant and butterfly diversities has been reported or pointed out in many previous studies (e.g. Kitahara & Watanabe, 2001, 2003; Kitahara *et al.*, 2007).

Hill-top physiognomy is important to hill-topping butterfly species (New 1997). Small changes in the appearance of a site can result in males not recognising it as a suitable site. Factors which determine whether a site is used or not can be quite subtle (Baughman and Murphy, 1998) so that changes causing butterflies to abandon the site can be quite small. Disturbance of plants on, or topography of, the hill-top, or to its slopes and immediate surroundings, may render it unsuitable to butterflies as a hill-topping site. In the absence of other hill-topping sites, butterflies may disappear entirely from a district (Australian Museum, 2008).

Deterioration of biodiversity features worldwide have led to the adoption of systematic conservation planning in many regions of the world (Elrich, 1988; Pullin, 1995; Sarkar, *et al.*, 2006). In the end of the twentieth century and beginning of twenty first, there has been a strong interest in conservation of natural habitats. The design of adequate networks of conservation areas, protecting the most important sites in each region, became a central problem of the new interdisciplinary field of conservation biology with the explicit task of halting the decline of biodiversity (Munguira, 1995; Araújo, 1999; Lobo, 1999; Sarkar, 2005). One criteria often used to prioritize areas aiming conservation is species richness. In this evaluation, butterflies, due to their characteristics, are often used as surrogates of global biodiversity (New *et al.*, 1995). Thus, butterflies are one of the most suitable organisms for the studies of biological diversity and conservation biology (Kitahara *et al.*, 2007).

Altering the frequency, extent and severity of disturbance events by the introduction of novel disturbances to ecosystems by humans is especially important in places such as the Mediterranean basin, where landscape patterns reflect long periods of human occupation and use (Blondel & Aronson 1999). In natural systems, the occurrence of disturbances, such as fires, landslides or tree wind throwing, tend to create patches with reduced woody cover and simpler vegetation structure (Lindenmayer & Franklin 2002, Driscoll 2007, Fischer & Lindenmayer 2007, Franklin & Swanson 2007), after which forests begin a secondary succession of increasing vegetation diversity and complexity (Cook 1996, Calvo *et al.*, 2002). This mechanism promotes environmental heterogeneity at the landscape scale, creating a mosaic of patches in different successional stages and thus increasing conditions for the persistence of species with contrasting habitat requirements (Lindenmayer & Franklin 2002). The abandonment of traditional forest land uses in Mediterranean forest areas, conducted to the expansion of shrublands, with consequences on the raising of combustible material and therefore, increasing the fire risk (Souto Cruz & Monteiro Alves, 1987; Rego, 1992; Moreno *et al.*, 1998). Fire is one of the key disturbance agents shaping the composition and structure of Mediterranean forest landscapes (Blondel & Aronson 1999, Herrando & Brotons 2002). Accumulation of woody material during the rainy winters, followed by dry and warm summers, frequently result in fire that continually interrupts vegetation succession and models the landscape into a mosaic of woodlands and shrublands (Blondel & Aronson, 1999). However, the occurrence of fire in these forests is generally considered unacceptable, due to the mounting occurrence of catastrophic wildfires causing significant losses of human lives and livelihood. In the Euro-Mediterranean region, changing fire regimes are largely a consequence of ongoing rural depopulation and land abandonment, followed by shrub encroachment and afforestation of former pastures and cultivated fields (Rego 1992, Moreno *et al.*, 1998).

Fire suppression is at present the main goal of forest management policies in Mediterranean Europe. As a consequence, the intensification of the use of understory clearing methods (Montero & Cañellas, 1999), consisting on shrub clearing and their removal from the forest (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999) had increased in the last years. Despite these potential benefits, there may also be negative consequences if the severity, extent and frequency of shrub clearing are too high, thereby eliminating midland late-successional stages from the landscape. This problem may be particularly serious if forest biota takes a long time to recover after mechanical disturbance, which might justify that some stands should be either left undisturbed or with long intervals between fuel reduction treatments (Santana *et al.*, 2009).

Forests with understorey vegetation at different stages since the last disturbance tend to be simultaneously present in the landscape, providing a spatial heterogeneous mosaic system regulated by the differentiated management practices depending on land owners, fertility, accessibility and wildfires incidence (Moreira *et al.*, 2008).

This study used butterfly assemblages to examine the responses of Mediterranean forest biota to shrub clearing. Butterflies are suited for this analysis, as they tend to be strongly responsive to

changes in the vegetation structure (Dennis, 1993; Samways, 1994; Brown, 1997; Roy *et al.*, 2001; Thomas, 2005) and they have been widely used as forest biodiversity indicators (Samways, 1994; Pearson, 1995; Thomas, 2005). The study focused on cork oak (*Quercus suber*) forest landscapes, where mechanical shrub clearing is widespread to ease cork extraction (conducted every nine years), reduce competition between trees and shrubs, and reduce fire hazards, thereby maximizing the economic return from cork exploitation (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999, Pérez-Ramos *et al.*, 2008). Concurrently, vast areas covered by cork oak forests are classified as Sites of Community Importance under EU Directive 92/43/EEC, legally requiring forest managers to meet biodiversity conservation goals while reducing fire hazards and maximizing socioeconomic benefits. Preliminary evidence suggests that conservation of some particular species inhabiting these landscapes require a mosaic of stands in different successional stages (Beja *et al.*, 2007; Santana *et al.*, 2009).

As butterflies are quite sensitive to vegetation structure, the study of the effect of management activities of this ecosystem in butterfly species is very useful for conservation managers because it provides a basis for easily applicable recommendations. This study used a retrospective approach to examine butterfly assemblages responses to mechanical understorey clearing over about 70 years in Mediterranean cork oak forests. Within this context, the main aim of this work was to test the implication of the undergrowth clearing methods aiming fire prevention on the diversity and abundance of butterfly community structure and composition of Serra do Caldeirão, a hilly cork oak forest located in southern Portugal, in selected forest patches with different tree and shrub clearing ages. Based on our results we intend to propose management actions aiming to prevent fire occurrence while simultaneously potentiating butterfly diversity and maintenance of social-economical activities, particularly cork production, in Mediterranean cork oak forests.

Methods

Study area

The study took place in Serra do Caldeirão, a mountain ridge in the northeastern part of the Algarve province, southern Portugal, around the small village of Barranco do Velho (37° 14' N, 7° 56' W). Serra do Caldeirão has a large part of its geographical within a Natura 2000 Site (SIC code: PTCON0057; Caldeirão). This area has a Mediterranean climate, with annual rainfall varying markedly from year to year (415–1903 mm); about 80% of the annual rain occurs in October–March and < 5% in the warm, dry months of June–August (Barranco do Velho weather station, 467 m a.s.l., 1935–2003; <http://snirh.pt>). Mean monthly temperature ranges from 10.3°C (January) to 24°C (August) (São Brás de Alportel weather station, 334 m a.s.l.; <http://snirh.pt>). The geological substrate consists of Paleozoic schists and graywackes Soil type consists mainly of shallow schist lithosols with low fertility and prone to erosion (Serviços Geológicos de Portugal, 1992).

The landscape is covered by vast expanses of evergreen oak forests, ranging from almost pure cork oak stands to complex Mediterranean maquis with dominating cork oaks surrounded by tall strawberry trees (*Arbutus unedo*) and tree heath (*Erica arborea*) (Acácio *et al.*, 2008). Forest stands are often interspersed with nearly monospecific gum cistus (*Cistus ladanifer* - a resistant specie that easily sprouts after fire or cutting) scrub or more diverse Mediterranean heathland dominated by species of *Ulex*, *Erica*, *Cistus*, *Lavandula* and *Genista* (Acácio *et al.*, 2008). The main economic activity is the production of cork, which is generally conducted on small private properties (<10 ha) by aged landowners (often > 60 years).

The landscape was far more agricultural during the first half of the 20th century, when national policies of food self-sufficiency (Wheat Campaign; 1929-1938) conducted to large-scale clearing of natural vegetation for cereal cultivation (Krohmer & Deil 2003). Since the 1950s, human population has declined along with the abandonment of agricultural and pastoral activities, and the concurrent increase in shrubland cover (Krohmer & Deil 2003, Acácio *et al.*, 2008). Cover by cork oak forests has remained fairly stable over this period (Acácio *et al.*, 2008), though management has largely changed from a traditional agro-silvopastoral system including cereal cultivation and livestock grazing under the tree canopy, to a purely forestry system including mechanical clearing of understorey woody vegetation as the main silvicultural operation (Pinto-Correia, 1993). The periodicity of shrub clearing is variable and depends on the decisions of individual landowners, but it often occurs at about 9-year intervals in association with the cork extraction cycle. However, in many stands the management of understorey vegetation is either absent or very sporadic. As a consequence, the landscape is composed of a complex mosaic of forest stands with understorey vegetation at different development stages since the last mechanical disturbance, ranging from stands with no woody understorey to stands with dense cover by tall shrubs and small trees (Santana *et al.*, 2009).

The landscape is characterized by vast expanses of cork oak *Quercus suber* forests with varying tree density, ranging from areas with high tree cover to open areas with scattered trees where the shrubs are cleared for crops or pastures (Moreira *et al.*, 2007). Other land cover types include shrub lands dominated by *Cistus ladanifer* (a resistant specie that easily sprouts after fire or cutting), and small pastures and cultivated crops. When clearings are scarce, plant community is dominated by tree heath *Erica arborea* and strawberry tree *Arbutus unedo* (Santana *et al.*, 2009).

Undergrowth clearing is the main forest management technique used to reduce fire risk in the area at the present moment. This technique consists on reducing woody material by shrub clearing and their latter removal from the forest (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999). The land topography is an important factor conditioning clearing application. In areas where the slopes are very sharp, management activities are reduced or even inexistent.

Study design

The study was based on the space-for-time substitution method (e.g., Foster & Tilman 2000), using a chronosequence of 45 cork oak stands ranging from zero to about 70 years since the last clearing of understory vegetation (Fig.1 and Fig. 2). This method was used to infer the sequence of butterfly assemblage variation since the last disturbance, from contemporary spatial variation in assemblage attributes among forest stands with different management histories. Because it was not possible to fully meet the assumption that sites differed only in age of the understory vegetation and that each site traced exactly the same history in both its biotic and abiotic components, due for instance to differences in aspect, elevation slope and in historical land uses, this approach is unlikely to provide detailed information on temporal changes that occur in any given site (Johnson & Miyanishi 2008). However, examination of this chronosequence was expected to reveal broad, regional-scale successional trends by averaging across site-to-site differences in assemblage structure that occur because of differences in environmental conditions and site history (Foster & Tilman 2000).

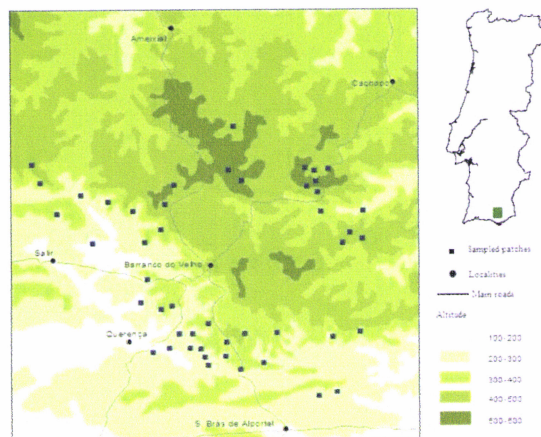


Fig. 1 – Study area in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal) and location of the stands sampled for butterflies.

We selected 45 forest stands with > 30% canopy cover by cork oaks, and apart from each other by more than 800 m according to a stratified random sampling procedure, with each stratum corresponding to one of six categories of increasing structural complexity of understory vegetation (see Santana *et al.*, 2009 for details). Structural categories were used instead of understory vegetation age because the management history of forest stands could only be assessed *a posteriori* from enquiries and historical sequences of aerial photographs. The random locations were checked in the field and a 1-ha stand representative of each forest stand was then chosen. Forests affected by fire were excluded, to avoid confounding the effects of shrub clearing and burning. Although systematic maps of the areas burned each year were only available from 1990 onwards (<http://www.afn.minagricultura.pt>), there was no evidence that fires affected sample stands in earlier decades.

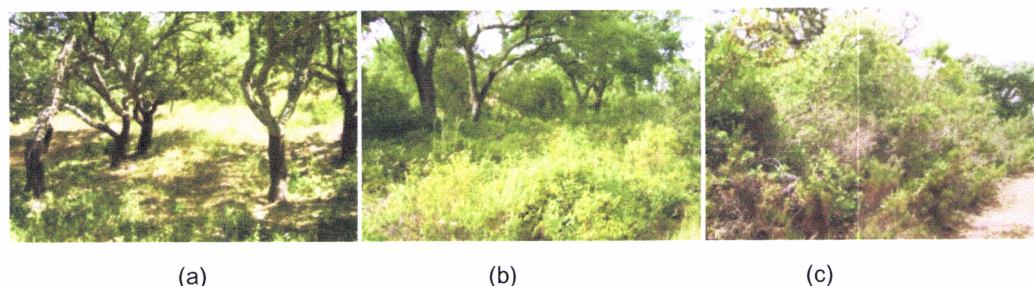


Fig. 2 – Examples of cork oak forest stands at different times after mechanical clearing disturbance of the understory vegetation area in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal): (a) one year, (b) 12 years, (c) 70 years.

Butterfly Census

The survey of butterfly diversity was conducted over five sampling periods within the 48 stands selected (2005: 21-22 June and 4-6 July, 1-4 August and 26-30 September; 2006: 24-27 April and 23-29 May). In each stand was made a 10 minutes irregular walk, from one of the corners to the opposite, trying to cover the whole bounded area. This approach was done because each studied plot was too small, and it was impossible to follow the conventional method for the sampling of butterflies (Pollard & Yates, 1973). All butterflies detected based on visual observation in a radius of 5 m from the researcher position were identified and counted. Individuals that could not be immediately recognized were netted and identified on site with the field guide for Portuguese butterflies (Maravalhas, 2003). All animals were released after identification.

Explanatory variables

To study the effects of understorey clearing on butterfly assemblage composition we used time since disturbance and disturbance frequency of each forest stand as explanatory variables (Table 1). The first variable represented the number of years elapsed between the last understorey clearing event and the time of butterfly sampling. The second variable was computed as the number of understorey clearing events occurring per decade. These variables were estimated from a sequence of orthorectified and georeferenced digital aerial photographs covering a 45-year period: 1958 (scale 1:26.000), 1972 (scale 1:8.000), 1985 (scale 1:5.000), 1995 (scale 1:40.000) and 2002 (scale 1:5.000) (see Acácio *et al.*, 2008), following methods described in detail by Santana *et al.*, (2009). In brief, photo interpretation of vegetation classes and assumptions regarding the identification and dating of understorey clearing events were based on comparisons between patterns of aerial photos of 2002 and vegetation types recognized in the field during several visits to the study area (2004). This information was cross-checked with information obtained from enquiries to the landowner of each forest stand. As landowners did not maintain systematic registers of silvicultural operations, sometimes missing to report earlier understorey clearing events that were evident from aerial

photographs, enquiries were only considered a reliable source of information for relatively recent events (< 10 years), though they often confirmed the interpretation of aerial photographs over more extend periods.

Table 1 - Summary statistics of environmental variables used to characterize the sampled plots in cork oak stands in mountain range of Caldeirão (southern Portugal).

Variable description	Average \pm SD	Min-Max
Disturbance frequency (no./decade)	0.39 \pm 0.25	0-0.77
Time since disturbance (years)	25.06 \pm 25.98	0-70
Herbaceous species richness	26.02 \pm 10.22	10-50
Diversity index for herbaceous	1.16 \pm 0.36	0.47-1.87
Shrub species richness	11.87 \pm 4.92	3-24
Diversity index for shrubs	1.74 \pm 0.37	0.75-2.57
Total woody plants richness (no.)	20.87 \pm 5.42	11-31
Woody cover (0-0.2 m; %)	0.07 \pm 0.06	0.01-0.39
Woody cover (0.2-1 m; %)	0.16 \pm 0.12	0.01-0.51
Woody cover (1-2 m; %)	0.15 \pm 0.13	0.01-0.57
Woody cover (2-4 m; %)	0.19 \pm 0.10	0.02-0.49
Woody cover (4-8 m; %)	0.18 \pm 0.10	0.02-0.60
Woody cover (8-16 m; %)	0.04 \pm 0.04	0-0.13
Total shrub cover (%)	0.44 \pm 0.29	0.01-0.85
Total fleshy fruit shrub cover (%)	0.13 \pm 0.17	0-0.79
<i>Arbutus unedo</i> shrub cover (%)	0.08 \pm 0.10	0-0.32
<i>Quercus suber</i> shrub cover (%)	0.05 \pm 0.06	0-0.31
Total tree richness (no.)	2.98 \pm 1.91	1-7
Density of <i>Quercus suber</i> trees (trees/ha)	209.44 \pm 97.88	81.25-531.25
Density of <i>Arbutus unedo</i> trees (trees/ha)	41.11 \pm 92.25	0-425
Diversity index of shrub vertical structure	2.80 \pm 0.87	0.94-3.98

Data Analysis

In this work, with the exception of time since disturbance, all variables were adequately transformed to reduce skweness and outlier effects (log (x+1) for butterfly counts and arc sin square root for proportions) (Zar, 1996). To reduce the effects of temporal variation on butterfly community in different forest types, the maximum number of individuals counted on each plot, along the sampling period was used. Rare species (<10 occurrences) were not individually analyzed.

Butterfly species were classified in four guilds according to their habitat, flight, voltinism and larval diet skills (Table 2). Guild concept was originally defined by Root (1967) as a group of species that exploit the same class of environmental resources in a similar way. In relation to the habitat we classified butterflies species into three guilds: dense forest, shrubland and grassland (Maravalhas, 2003; personal observations). Concerning the flying skills we classified the different species in two guilds: hill-topping and without hill-topping (Maravalhas, 2003). Relatively to the larval diet, species were classified as grass feeders or tree feeders. The number of generations per year, voltinism, was classified in three guilds: univoltine, bivoltine and polivoltine (Maravalhas, 2003).

Table 2 - Butterfly community composition by guilds (flight, habitat, voltinism, larval diet), along the sampling period between June 2005 and May 2006 in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão.

Guilds		Average \pm SD	Min-Max	% individuals	Number of species
Flight	Without hill-topping	10.8 \pm 2.9	5-19	94.3	36
	Hill-topping	2.64 \pm 3.89	0-5	5.7	6
Habitat	Dense Forest	1.24 \pm 0.98	0-4	4.8	5
	Shrubland	5.29 \pm 1.42	3-10	64.8	19
	Grassland	5.4 \pm 2.45	1-10	30.4	18
Voltinism	Univoltine	2.16 \pm 1.22	0-5	17.3	11
	Bivoltine	4.09 \pm 1.52	1-7	49.6	15
	Polivoltine	5.69 \pm 1.76	1-10	33.1	16
Larval Diet	Grass feeders	9.96 \pm 2.82	3-16	84.9	35
	Tree feeders	1.98 \pm 1.12	0-4	15.1	7

Principal Components Analysis (PCA) with varimax normalized rotation, which maximizes the correspondence between the new components and the original variables (Pielou, 1984; Tabachnick & Fidell 2001) was applied because habitat variables were highly correlated and to obtain more interpretable ecological gradients (Legendre & Legendre, 1998). Only factor loadings with eigenvalues > 1.0 were selected. Negative exponential weighted functions between species richness and total butterfly abundance and each of the components obtained from the PCA were adjusted in order to check for unimodal responses and to access overall patterns of species richness and total butterfly abundance with forest management (only graphics related to the first component of the PCA are represented in this paper). To further investigate habitat selection patterns of different guilds, we used the same procedure described above for the several guilds studied. PCA analyses were produced in STATISTICA 8.0 under Multivariate Techniques module with factor analyses function.

Butterfly responses to landscape patterns were estimated with Generalized Linear Models (GLM). The Akaike Information Criterion (AIC) adjusted for small samples (AICc) was used as a measure of information loss of each candidate model, with the best fitting model having the lowest AICc and consequently the highest Akaike weight (w_i), which measures the posterior probability that a given model is true, given the data and the set of competing candidate models (Burnham and Anderson, 2002). Multivariate models were built considering all possible subsets of predictor variables, and Akaike weights were used as a measure of model plausibility. The probability that a variable is included in the best approximating models, given the set of variables considered, was then estimated by summing the Akaike weights of all candidate models where the variable was included (Burnham and Anderson, 2002). Landscape variables were used as predictor variables in model selection. The square power of each principal component was also included, to account for eventual unimodal responses to landscape gradients (e.g. Pita *et al.*, 2009). In every case, scatterplots and regression diagnostics were used to inspect the presence of outliers and influential points (Legendre & Legendre, 1998).

Results

Butterfly Assemblage Composition

Nearly 2537 individuals of 42 different species belonging to five families (Hesperiidae, Pieridae, Papilionidae, Nymphalidae and Lycaenidae) were registered in 2005 and 2006 (Fig. 3 and Table 3). The higher values of abundance and species richness were achieved during the spring months (April and May) (Fig. 4 a, b). In opposite, during summer, butterfly abundance and species richness were lower, but the species occurred were different from those occurring in spring due to the presence of a greater richness of Nymphalidae species. From the characteristic fauna found in the spring we highlighted *Gonepteryx cleopatra*, *Gonepteryx rhamni*, *Lasiommata megera*, *Melanargia ines*, *Papilio machaon*, *Euphydryas aurinia*, *Thymelicus acteon* and *Thymelicus sylvestris*. Concerning summer fauna, typical species were *Charaxes jasius*, *Hypparchia statilinus* and *Hypparchia fidia*. The Nymphalidae family was the most abundant with 1148 records. Pooling all sampling periods and sites, the most abundant species were *Maniola jurtina* and *Pyronia cecilia*.

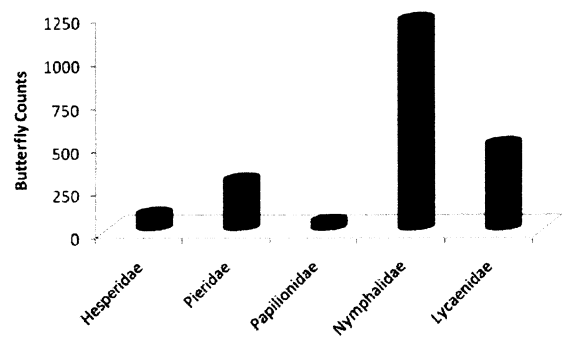


Fig. 3 – Total butterfly counts by family along the sampling period between June 2005 and May 2006, in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal).

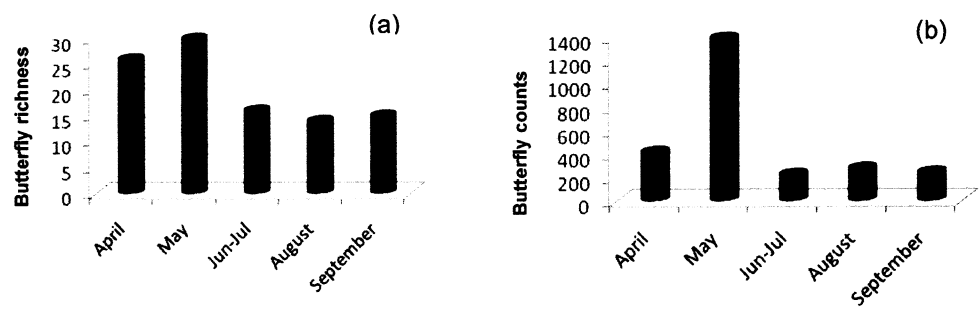


Fig. 4 – Total butterfly richness (a) and total butterfly counts (b) along the sampling period between June 2005 and May 2006, in 45 cork oak stands in mountain range of Caldeirão (southern Portugal).

Table 3 – Butterfly species found in Serra do Caldeirão during the sampling period on the 45 parcels analyzed. The maximal abundance of the entire sampling (average \pm standard deviation; minimum and maximum counts), the different guilds: Flight (WH – Without hill-topping; H – Hill-topping); Habitat (DF – Dense forest; S – Shrubland; G – Grassland); Voltinism (U – Univoltine; B – Bivoltine; P – Polivoltine); Larval diet (GF – Grass feeders; TF – Tree feeders) and the number of plots where they occur are shown.

Scientific name	Common name	Guild	Occur	Average \pm SD	Min-Max.
<i>Pieris rapae</i>	Small White	WH; G; P; GF	38	2.20 \pm 2.2	0-9
<i>Pieris brassicae</i>	Large White	WH; G; P; GF	16	0.87 \pm 1.7	0-8
<i>Leptidea sinapis</i>	Wood White	WH; S; B; GF	1	0.22 \pm 0.15	0-1
<i>Euchloe crameri</i>	Western Dappled White	WH; G; B; GF	5	0.02 \pm 0.67	0-3
<i>Euchloe belemia</i>	Green-striped White	WH; G; B; GF	6	0.13 \pm 0.34	0-1
<i>Colias croceus</i>	Clouded Yellow	WH; G; P; GF	32	1.80 \pm 1.57	0-5
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	Cleopatra	WH; DF; B; TF	22	1 \pm 1.38	0-6
<i>Gonepteryx rhamni</i>	Brimstone	WH; DF; U; TF	6	0.18 \pm 0.49	0-2
<i>Papilio machaon</i>	Swallowtail	H; S; P; GF	4	0.17 \pm 0.68	0-4
<i>Iphiclides feisthamelii</i>	Scarce Swallowtail	H; S; B; TF	5	0.24 \pm 0.86	0-5
<i>Zerynthia rumina</i>	Spanish Festoon	WH; S; U; GF	10	0.60 \pm 1.45	0-6
<i>Charaxes jasius</i>	Two-tailed Pasha	H; S; B; TF	19	1.18 \pm 2.36	0-11
<i>Nymphalis polychloros</i>	Large Tortoiseshell	WH; S; U; TF	2	0.04 \pm 0.21	0-1
<i>Vanessa atalanta</i>	Red Admiral	H; S; P; GF	5	0.18 \pm 0.58	0-3
<i>Vanessa cardui</i>	Painted Lady	H; S; P; GF	8	0.53 \pm 1.27	0-5
<i>Euphydryas aurinia</i>	Marsh Fritillary	WH; DF; U; GF	8	0.24 \pm 0.61	0-3
<i>Maniola jurtina</i>	Meadow Brown	WH; S; B; GF	44	9 \pm 11.12	0-53
<i>Pyronia cecilia</i>	Southern Gatekeeper	WH; S; B; GF	42	8.58 \pm 9.48	0-40
<i>Pyronia tithonus</i>	Gatekeeper	WH; S; B; GF	4	0.24 \pm 0.88	0-4
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Small Heath	WH; G; P; GF	35	2.16 \pm 1.85	0-7
<i>Coenonympha dorus</i>	Dusky Heath	WH; S; P; GF	4	0.18 \pm 0.61	0-3
<i>Lasiommata megera</i>	Wall Brown	WH; DF; P; GF	12	0.51 \pm 1.08	0-5
<i>Pararge aegeria</i>	Speckled Wood	WH; DF; P; GF	8	0.27 \pm 0.65	0-3
<i>Melanargia ines</i>	Spanish Marbled White	WH; G; U; GF	16	1.71 \pm 3.17	0-13
<i>Hypparchia statilinus</i>	Tree Grayling	WH; G; U; GF	11	0.53 \pm 1.20	0-5
<i>Hypparchia fidia</i>	Striped Grayling	WH; G; U; GF	4	0.16 \pm 0.56	0-3
<i>Leptotes pirithous</i>	Lang's Short-tailed Blue	WH; S; P; GF	37	3.8 \pm 3.58	0-19
<i>Satyrrium esculi</i>	False Ilex Hairstreak	WH; S; U; TF	34	4.31 \pm 7.86	0-50
<i>Satyrrium spini</i>	Blue-spot Hairstreak	WH; S; U; TF	1	0.02 \pm 0.15	0-1
<i>Polyommatus icarus</i>	Common Blue	WH; G; P; GF	17	0.73 \pm 1.18	0-4
<i>Polyommatus bellargus</i>	Adonis Blue	WH; G; P; GF	2	0.13 \pm 0.63	0-3
<i>Aricia cramera</i>	Southern Brown Argus	WH; G; B; GF	7	0.33 \pm 0.93	0-4
<i>Lampides boeticus</i>	Long-tailed Blue	H; S; P; GF	10	0.33 \pm 0.71	0-3
<i>Celastrina argiolus</i>	Holly Blue	WH; S; P; GF	6	0.38 \pm 1.15	0-6
<i>Lycaena phlaeas</i>	Small Copper	WH; G; P; GF	22	1 \pm 1.37	0-6
<i>Callophrys rubi</i>	Green Hairstreak	WH; S; U; GF	1	0.02 \pm 0.15	0-1
<i>Pseudophilotes baton</i>	Baton Blue	WH; G; B; GF	1	0.04 \pm 0.30	0-2
<i>Thymelicus acteon</i>	Lulworth skipper	WH; G; B; GF	12	0.64 \pm 1.37	0-6
<i>Tymelicus sylvestris</i>	Small Skipper	WH; G; B; GF	10	1 \pm 2.45	0-11
<i>Charcarodus tripolinus</i>	Mallow Skipper	WH; G; U; GF	4	0.16 \pm 0.64	0-4
<i>Spialia sertorius</i>	Red Underwing Skipper	WH; G; B; GF	1	0.02 \pm 0.15	0-1
<i>Muchampia proto</i>	Large Grizzled Skipper	WH; G; B; GF	5	0.2 \pm 0.69	0-4

Habitat Patterns

The percentage of accumulated explained variation is 76.8%. More than 40% of total variation was explained by first component gradient that was mainly correlated with the increasing age of land cover (Table 4) and the increased woody and tall shrub cover associated with it. The second component, explaining 15.8% of the variance was associated positively with small shrub cover and with *Quercus suber* cover. The third gradient (11.1% of explained variance) was mainly related with tall tree cover most likely representing old age forests. Finally, the abundance and richness of herbaceous species were the most important variables associated with the fourth component (9.2% of explained variance) and related negatively with it.

Table 4 – Factor loadings of habitat variables on the four axes with eigenvalues > 1.0 extracted by a PCA of environmental variables and the proportion of variance accounted for by each axis, in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal). Values in bold indicate factor loadings > 0.60. Scoring direction of factor 4 is reversed to become more understandable.

Environmental Variables	Factor 1 Time since disturbance	Factor 2 Small shrubs	Factor 3 Tall tree cover	Factor 4 Herbaceous diversity
Time since disturbance (years)	89.5	8.8	14.1	-12.8
Total rich tree (n°.ha-1)	89.1	-1.7	28.6	1.9
Density of <i>Arbutus unedo</i> trees (trees/ha)	88.1	5.6	34.1	-9.3
Total fleshy fruit shrub cover (%)	87.9	17.0	8.4	-9.4
Diversity index of shrub vertical structure	86.4	35.0	8.3	-0.8
Woody cover (1-2 m; %)	83.4	36.9	3.9	3.4
Disturbance frequency (no./decade)	-79.8	-17.8	-24.0	3.1
<i>Arbutus unedo</i> cover	79.1	22.3	13.9	-28.4
Total shrub cover (%)	78.6	50.4	-9.7	-8.7
Woody cover (2-4 m; %)	72.9	15.0	29.4	-10.7
Total rich of Woody plants (n°.ha-1)	64.9	34.7	20.8	-22.6
Woody cover (0-0.2 m; %)	10.9	79.2	36.1	-1.1
<i>Quercus suber</i> cover	13.6	75.0	24.3	-28.4
Woody cover (0.2-1 m; %)	54.4	71.5	6.3	-0.0
Diversity index for shrubs	38.7	68.7	-14.8	-25.6
Woody cover (4-8 m; %)	32.2	24.5	80.6	-16.3
Woody cover (8-16 m; %)	31.0	5.6	75.0	12.8
Diversity index for herbaceous	-19.8	0.0	-21.9	85.7
Nº of herbaceous species	-1.3	-28.8	29.8	72.3
Density of <i>Quercus suber</i> trees (trees/ha)	7.1	24.7	46.4	-45.8
% from total	40.7	15.8	11.1	9.2

Regarding the distribution of butterflies by different guilds, only six species from a total of 42, practice hill-topping. Relatively to the type of habitat only 4.8% of butterflies prefer areas of dense forest. The remaining percentage refers to individuals who use shrub areas (64.8%) and grass areas (30.4%). Regarding the type of diet, 35 species (83.3%) feed on herbaceous plants and only 7 species (16.7%) prefer woody plants. Most of the species sampled have two or more generations per year.

The results of univariate linear regressions between butterfly species richness and abundance and the four groups of guilds and each PCA factor are summarized in Table 5. Time since disturbance influences negatively the butterfly community living on shrub and grassland areas. Species with one and two generations per year also tend to decrease in old forest patches as well as grass feeders species. By other side, grass feeders and polivoltine species are positively related with herbaceous diversity gradient as well as total butterfly richness. Small shrubs are negatively correlated with dense forest species abundance. Tall tree cover seems to be negatively related with richness of bivoltine species and with abundance of hill-topping species.

Table 5 – Results of univariate linear regressions between butterfly species richness and abundance and the four groups of guilds (Flight, Habitat, Voltinism and Larval diet) and each PCA factor in 45 cork oak forest of Serra do Caldeirão, Southern Portugal, during sampling period. Results show r^2 , and P -value: *** $P<0.01$, ** $0.01<P<0.05$, * $0.05<P<0.1$ and the direction of associations between butterflies and explanatory variables (positive or negative).

	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
	Time since disturbance	Small shrubs	Tall tree Cover	Herbaceous diversity
RICHNESS				
Total diversity	0,12 (-)***			0,13 (+)**
Flight				
Without hill-topping	0,13 (-)**			0,14 (+)**
Hilltopping				
Habitat				
Dense forest				
Shrubland				
Grassland	0,14 (-)**			0,10 (+)**
Voltinism				
Univoltine	0,28 (-)***			
Bivoltine			0,10 (-)**	
Polivoltine				0,11 (+)**
Larval Diet				
Grass Feeders	0,13 (-)**			0,21 (+)***
Tree feeders				
ABUNDANCE				
Total abundance	0,28 (-)**			0,12 (+)**
Flight				
Without hill-topping	0,31 (-)***			0,12 (+)**
Hilltopping			0,12 (-)**	
Habitat				
Dense forest		0,09 (-)**		
Shrubland	0,23 (-)***			0,10 (+)**
Grassland	0,15 (-)***			
Voltinism				
Univoltine	0,27 (-)***			
Bivoltine	0,23 (-)***			
Polivoltine				0,13 (+)**
Larvar foraging guilds				
Grass Feeders	0,27 (-)***			0,14 (+)**
Tree Feeders				

Table 6 shows the results of the univariate linear regressions between the more abundant butterflies and each selected component of PCA. Time since disturbance is the most important factor that influences the distribution of *Colias croceus*, *Zerynthia rumina*, *Maniola jurtina*, *Pyronia cecilia*, *Melanargia ines*, *Hypparchia statilinus*, *Polyommatus icarus* and *Thymelicus acteon*, all species being more abundant in areas of low cover age. Abundance of *Pieris brassicae*, *Pyronia tithonus*, *Leptotes pirithous* and *Aricia cramera* is positively correlated with the increase of herbaceous richness. Species with high flight capability, large size and tree feeders, such as *Charaxes jasius* and *Iphiclides feisthamelii* were negatively related with the increase of tall shrubs and old trees cover (Table 6).

Table 6 – Results of the univariate linear regressions between butterfly abundance of most common butterfly species and gradients reflected in each of four components extracted from a principal component analysis of environmental variables. Results show r^2 , and P -value: *** $P < 0.001$, ** $0.01 < P < 0.05$, * $0.05 < P < 0.1$ and the direction of associations between butterflies and explanatory variables (positive or negative).

	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
	Time since disturbance	Small shrubs	Tall tree Cover	Herbaceous diversity
<i>Pieris brassicae</i>				0,07 (+)*
<i>Colias Croceus</i>	0,10 (-)**			
<i>Gonepteryx cleopatra</i>		0,09 (-)**		
<i>Iphiclides feisthamelii</i>			0,08 (-)*	
<i>Zerynthia rumina</i>	0,09 (-)**			
<i>Charaxes jasius</i>			0,10 (-)**	
<i>Maiona jurtina</i>	0,29 (-)***			
<i>Pyronia cecilia</i>	0,18 (-)***			
<i>Pyronia tithonus</i>				0,17 (+)***
<i>Coenonympha pamphilus</i>		0,08 (-)*		
<i>Melanargia Ines</i>	0,14 (-)**			
<i>Hypparchia statilinus</i>	0,16 (-)***			
<i>Leptotes pirithous</i>				0,15 (+)***
<i>Polyommatus icarus</i>	0,13 (-)**			
<i>Arycia cramera</i>				0,08 (+)*
<i>Thymelicus acteon</i>	0,21 (-)***			
<i>Thymelicus sylvestris</i>		0,12 (-)**		

Analyses evidenced that time since disturbance appeared to have a marked influence on butterfly abundance and richness and in distribution of different species and guilds on the landscape though the type and strength of such effects strongly varied among species. The model selection procedure (Table 7) showed that some landscapes gradients have high selection probabilities, indicating consistent effects on butterfly abundance and richness. In some cases Aikaike Weights supported the presence of U-shaped curves, reflecting maximal butterfly's abundances at both extremes of landscape gradients (Table 7). Selection probabilities provided strong support (0.89-1.00) for a marked influence on richness of different guilds of the landscape gradient represented in the first axis, time since disturbance (PC1) (Table 7) with a tendency for grass feeders richness to be higher in younger parcels with a great diversity of herbaceous plants and to be lower in a landscape with a tall tree cover. There was also a strong support to a high response of *Maniola jurtina*, *Pyronia cecilia*, *Melanargia ines*, *Hypparchia statilinus*, *Thymelicus sylvestris* and *Thymelicus acteon* to time since disturbance component. The second and third landscape gradient (PC2: Small shrubs and PC3: Tall tree cover) show moderate effect on the responses of butterfly richness and abundance. *Pyronia tithonus*, *Leptotes pirithous* e *Lycaena phlaeas* showed a strong response to herbaceous diversity gradient (PC4). Selection probabilities also provided a strong support (0.95-0.97) for a marked influence on richness and abundance of butterflies of the landscape gradient represented by herbaceous diversity (Table 7) with a tendency for butterfly richness and abundance to be higher in plots with a higher richness of herbaceous plants.

Table 7 - Summary results of information-theoretic for the relationships between the different species and guilds and gradients reflected in each of four components extracted from a principal component analysis of landscape variables, in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal). For each response variable, the table provides de r^2 of the best fitting model, the number of models included in the 95% confidence set of models, the Akaike weight (AICcW) of the best fitting model and the selection probabilities of each Principal Component. Selection probabilities of PC included in the best fitting model are underlined.

Species/Groups	R^2	95%	AICcW	Selection Probabilities							
				PC1	PC1 ²	PC2	PC2 ²	PC3	PC3 ²	PC4	PC4 ²
Total abundance	0.58	26	0.14	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	0.22	0.23	0.46	0.22	<u>0.97</u>	0.39
Richness	0.51	53	0.14	<u>0.97</u>	<u>0.93</u>	0.33	<u>0.67</u>	<u>0.68</u>	0.27	<u>0.95</u>	<u>0.40</u>
Species											
<i>Pieris rapae</i>	0.15	166	0.05	0.45	0.43	0.24	<u>0.68</u>	0.37	<u>0.46</u>	0.23	0.38
<i>Pieris brassicae</i>	0.07	144	0.07	0.23	0.24	0.24	0.27	0.33	0.24	<u>0.60</u>	0.31
<i>Colias croceus</i>	0.10	131	0.08	<u>0.77</u>	0.26	0.23	0.25	0.44	0.24	0.23	0.23
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	0.26	162	0.07	<u>0.46</u>	0.33	0.42	<u>0.66</u>	0.29	<u>0.69</u>	0.23	<u>0.55</u>
<i>Iphiclide feisthamelii</i>	0.13	149	0.06	0.28	0.23	0.31	0.30	<u>0.70</u>	<u>0.43</u>	0.24	0.23
<i>Zerynthia rumina</i>	0.15	176	0.03	<u>0.62</u>	0.27	0.38	<u>0.53</u>	0.24	0.38	0.40	0.28
<i>Charaxes jasius</i>	0.19	146	0.10	0.25	0.23	0.26	0.34	<u>0.74</u>	0.29	0.23	<u>0.66</u>
<i>Vanessa cardui</i>	0.00	156	0.04	0.46	0.25	0.23	0.32	0.26	0.25	0.47	0.30
<i>Euphydryas aurinia</i>	0.00	147	0.05	0.32	0.35	0.36	0.23	0.23	0.25	0.24	0.32
<i>Maniola jurtina</i>	0.45	55	0.09	<u>1.00</u>	<u>0.96</u>	0.25	0.38	0.22	0.43	<u>0.45</u>	0.43
<i>Pyronia cecilia</i>	0.34	51	0.14	<u>1.00</u>	<u>0.96</u>	0.23	0.31	0.22	0.24	0.29	0.31
<i>Pyronia tithonus</i>	0.21	119	0.04	0.28	0.52	0.41	0.24	<u>0.47</u>	0.24	<u>0.95</u>	0.38
<i>Coenonympha pamphilus</i>	0.08	155	0.05	0.25	0.25	<u>0.49</u>	0.28	0.25	0.54	0.25	0.33
<i>Lasiommata megera</i>	0.11	154	0.05	<u>0.52</u>	0.25	0.24	0.25	0.29	0.25	0.25	<u>0.54</u>
<i>Pararge aegeria</i>	0.07	152	0.06	0.26	0.35	0.28	0.28	0.25	<u>0.59</u>	0.24	0.28
<i>Melanargia ines</i>	0.35	60	0.13	<u>0.99</u>	<u>0.93</u>	<u>0.68</u>	<u>0.48</u>	0.28	0.25	0.23	0.22
<i>Hypparchia statilinus</i>	0.16	119	0.09	<u>0.92</u>	0.25	0.42	0.25	0.27	0.24	0.24	0.28
<i>Leptotes pirithous</i>	0.26	82	0.11	0.26	0.26	0.23	0.36	0.30	0.24	<u>0.97</u>	<u>0.85</u>
<i>Satyrus esculi</i>	0.16	142	0.05	0.38	<u>0.40</u>	0.46	0.23	0.31	0.24	0.24	<u>0.86</u>
<i>Polyommatus icarus</i>	0.13	134	0.08	<u>0.82</u>	0.25	0.25	0.40	0.25	0.25	0.23	0.28
<i>Aricia cramera</i>	0.13	167	0.04	0.29	0.36	0.34	0.29	<u>0.55</u>	0.24	<u>0.68</u>	0.27
<i>Lampides boeticus</i>	0.09	159	0.05	0.23	0.28	0.29	0.27	0.35	0.45	0.34	<u>0.73</u>
<i>Celastrina argiolus</i>	0.12	144	0.07	0.32	<u>0.74</u>	0.24	0.23	0.29	0.23	0.44	0.23
<i>Lycaena phlaeas</i>	0.28	86	0.08	0.32	<u>0.78</u>	0.23	0.28	0.28	0.36	0.34	<u>0.98</u>
<i>Thymelicus acteon</i>	0.43	114	0.10	<u>0.90</u>	0.26	<u>0.51</u>	<u>0.65</u>	0.35	<u>0.60</u>	<u>0.50</u>	<u>0.60</u>
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0.29	62	0.15	<u>0.95</u>	<u>0.96</u>	0.41	0.23	0.22	0.25	0.27	0.22
Guilds											
Richness											
whitout hilltopping	0.52	37	0.19	<u>0.98</u>	<u>0.96</u>	0.30	<u>0.85</u>	<u>0.52</u>	0.25	<u>0.97</u>	0.22
hill-topping	0.24	123	0.11	0.25	0.23	0.26	0.37	<u>0.69</u>	0.26	0.23	<u>0.89</u>
dense forest	0.08	167	0.04	0.43	0.25	0.40	0.34	0.37	0.26	0.23	<u>0.64</u>
shrubland	0.19	175	0.07	0.44	0.28	0.31	0.38	0.31	0.37	<u>0.65</u>	<u>0.74</u>
grasland	0.52	43	0.35	<u>0.98</u>	<u>0.96</u>	0.21	<u>0.91</u>	<u>0.87</u>	0.24	<u>0.89</u>	0.25
univoltine	0.35	81	0.08	<u>1.00</u>	0.48	0.24	<u>0.67</u>	0.24	0.31	0.24	0.24
bivoltine	0.35	106	0.13	<u>0.89</u>	<u>0.89</u>	0.27	0.28	<u>0.86</u>	0.23	<u>0.50</u>	0.22
polivoltine	0.11	148	0.05	0.24	0.32	0.30	0.45	0.29	0.27	<u>0.86</u>	0.45
grass feeders	0.55	27	0.21	<u>0.99</u>	<u>0.97</u>	0.25	<u>0.74</u>	0.58	<u>0.28</u>	<u>1.00</u>	0.23
tree feeders	0.20	121	0.06	0.24	0.22	0.25	0.26	<u>0.49</u>	0.29	0.40	<u>0.92</u>

Species/Groups	R ²	95%	AICcW	Selection Probabilities							
				PC1	PC1 ²	PC2	PC2 ²	PC3	PC3 ²	PC4	PC4 ²
Abundance											
without hilltopping	0.62	24	0.24	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	0.24	0.22	0.29	0.21	<u>0.97</u>	0.26
hilltopping	0.27	103	0.14	0.23	0.22	0.22	0.35	<u>0.85</u>	0.23	0.29	<u>0.91</u>
dense forest	0.16	152	0.05	0.42	0.26	<u>0.54</u>	0.34	0.24	0.30	0.24	<u>0.73</u>
shrubland	0.49	47	0.14	<u>1.00</u>	<u>0.96</u>	0.22	0.39	0.22	0.28	<u>0.87</u>	<u>0.48</u>
grassland	0.51	35	0.16	<u>1.00</u>	<u>0.99</u>	0.28	<u>0.48</u>	<u>0.92</u>	0.24	<u>0.70</u>	0.30
univoltine	0.32	79	0.09	<u>1.00</u>	0.31	0.35	0.23	0.23	0.26	0.23	<u>0.61</u>
bivoltine	0.55	43	0.17	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	0.23	0.28	<u>0.64</u>	0.23	<u>0.67</u>	0.24
polivoltine	0.24	132	0.05	<u>0.50</u>	<u>0.55</u>	0.25	0.47	0.44	0.35	<u>0.92</u>	0.50
grass feeders	0.64	21	0.20	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	0.21	0.22	<u>0.54</u>	0.22	<u>0.99</u>	0.21
tree feeders	0.17	90	0.10	0.23	0.24	0.38	0.24	0.27	0.24	0.23	<u>0.96</u>

Butterfly community recovery after undergrowth clearing

Since the first landscape gradient, time since disturbance, is the most important factor affecting butterfly assemblages, negative exponential weighted relationships were tested between this gradient and richness and abundance of butterflies, different guilds and species (Fig. 5, 6 and 7). Richness and abundance tend to be higher in younger forest patches than in the older ones. However, in both cases minimum values are reached in middle age patches (Fig. 5). *Colias croceus*, *Zerynthia rumina*, *Hypparchia statilinus*, *Poliommatus icarus* and *Thymelicus acteon* decrease their abundance in older land cover plots (Fig. 6). *Maniola jurtina*, *Pyronia cecilia* and *Melanargia ines* increase their abundance in old forest stands. Contrary to the expectation, richness and abundance of univoltine species are favored in younger ages (Fig. 7). Bivoltine species present the lower numbers of abundance in meadle age patches (Fig. 7). Species that don't practice hill-topping and grass feeders species were also most favored in younger parcels, presenting a positive unimodal response with the first axis, time since disturbance. In terms of habitat pattern, grassland species which prefer open habitats were affected by the increasing age of shrub cover.

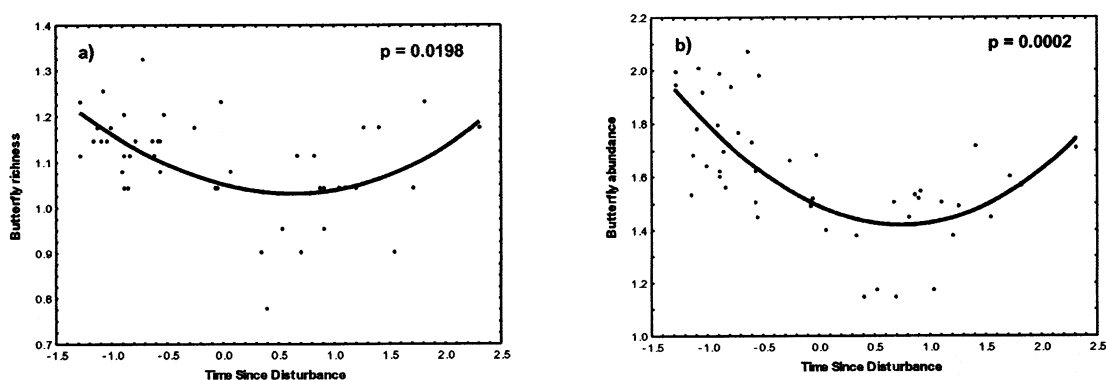


Fig. 5 - Scatterplots relating the richness (a) and abundance (b) of butterflies with the first ecological gradient (Factor 1: Time Since Disturbance) extracted from the Principal Component Analysis, in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal). The negative exponential weighted trend line approximating the relationship between the response and the explanatory variable is shown in each case.

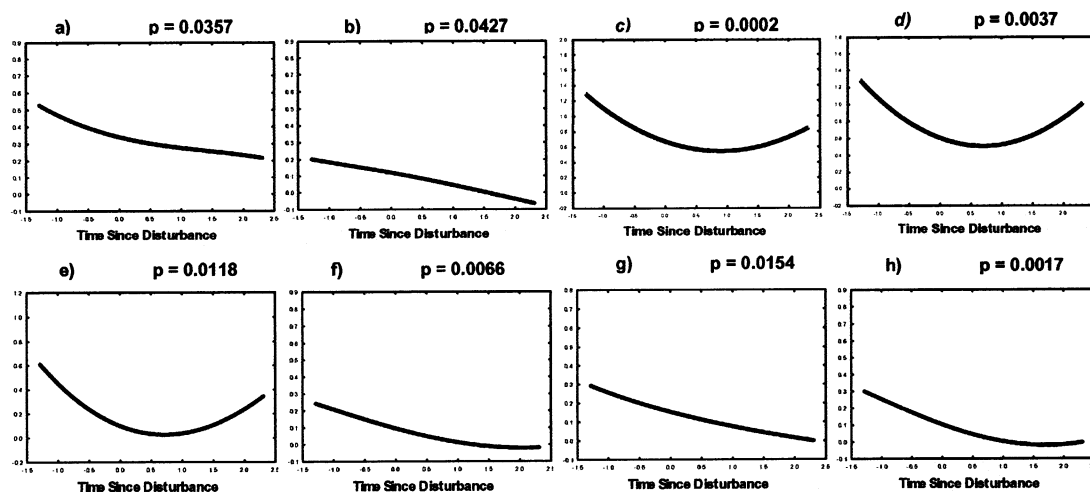


Fig. 6 - Scatterplots relating the abundance of butterflies with the first ecological gradient (Time Since Disturbance) extracted from the Principal Component Analysis, in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal). The negative exponential weighted trend line approximating the relationship between the response and the explanatory variable is shown in each case (a: *Colias croceus*; b: *Zerynthia rumina*; c: *Maniola jurtina*; d: *Pyronia cecilia*; e: *Melanargia ines*; f: *Hypparchia statilinus*; g: *Poliommatus icarus*; h: *Thymelicus acteon*). Only significant trend lines are showed.

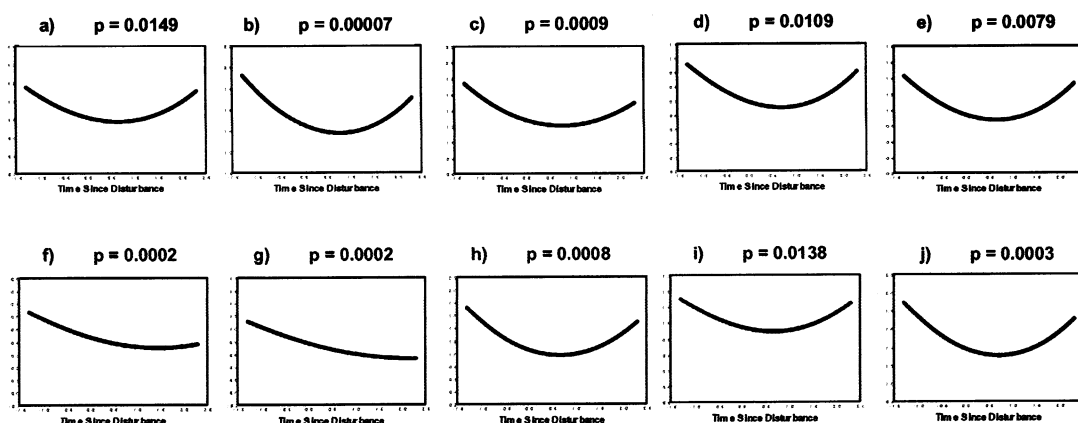


Fig. 7 - Scatterplots relating the richness and abundance of the different butterfly guilds with the first ecological gradient, Time Since Disturbance, extracted from the Principal Component Analysis, in 45 cork oak stands in the mountain range of Caldeirão (southern Portugal). The negative exponential weighted trend line approximating the relationship between the response and the explanatory variable is shown in each case (a: Without hill-topping species richness; b: Without hill-topping species abundance; c: Shrubland species abundance; d: Grassland species richness; e: Grassland species abundance; f: Univoltine species richness; g: Univoltine species abundance; h: Bivoltine species abundance; i: Grass feeders richness; j: Grass feeders abundance). Only significant trend lines are showed.

Discussion

This study showed that understory mechanical clearing appears to have an impact on Mediterranean butterfly assemblages, since the diversity and abundance of butterflies is greater in areas where the shrub cover is still young with a high variety of herbaceous plants and presence of open spaces with high levels of sunlight. However dense forest species like *Lasiommata megera*, *Pararge aegeria*, *Gonepteryx cleopatra*, *Gonepteryx rhamni* or *Euphydryas aurinia* that require shadow habitats with old trees and tall shrubs, contributed to the slight increase of butterfly counts registered in the oldest forest parcels. Therefore, the abrupt reduction of undergrowth vegetation, due to shrub clearing activities, may prompt the dispersion of these butterflies for surrounding patches. These results are likely to be shaped primarily by the strong effects of understory clearing on vegetation structure and composition (Santana *et al.*, 2009), which in turn affect forest biodiversity (Lindenmayer & Franklin 2002). Through the processes of disturbance and succession, the spatial distribution of suitable habitat for species is continually changing.

The abundance of butterflies has suffered an important change during the year, with high values in spring and lower in summer months. This fact is due largely to the flowering time of herbaceous plants which takes place mostly in April and May. In the hot months of summer, with extremely high temperatures (over 30°C), some butterfly species, like *Maniola jurtina*, adopts more wooden biotopes becoming more active again, to lay eggs, in the late summer (Dennis, 2010).

Shrub clearing is a forestry management activity that attempts to eliminate herbaceous and shrub vegetation keeping older trees undamaged (Natividade, 1959). However, to preserve or enhance butterfly diversity is advisable to maintain some herbaceous patches within the cork oak forest. Time since disturbance and habitat variables related with it (tree richness and total density of strawberry tree) are important factors conditioning butterfly assemblages. Other habitat variable, indirectly related with forest management of land cover, as cover of small shrubs, also affected butterfly composition, probably reflecting the regular (every 9 years) disturbance occurring during cork extraction. Density of tall shrubs and old trees, also affected butterfly assemblages, although with smaller importance.

Primary successional stages were characterized by specialized butterflies depending on annual pioneer foodplants, as *Pyronia cecilia* and butterflies preferring the pioneer successions despite their food plants (for caterpillars) being more abundant on mid-successional fields, like *Satyrrium oesuli* (Steffan-Dewenter, & Tschardtke, 1997).

Mechanical clearing had no significant effect on hill-topping species, in spite of hill-top sites constitute vital focal points for butterfly mating. Hill-topping in butterflies is a very complex behaviour that often facilitates meeting of the sexes (Shields, 1967; Atkins, 1975; Common and Waterhouse, 1981; Baughman and Murphy, 1988; Sands, 1993; New, 1997; Newland, 1997). Sites do not

necessarily provide nectar food sources for the butterflies or food plants for the next generation of caterpillars. Hill-top aggregations are essential for continuity of the reproductive cycle of some butterfly species.

Hypotheses of changes in insect community structure with successional age have been tested by Steffan-Dewenter & Tscharntke (1997). Species with a great number of generations should be more abundant in first successional stages and in temporary habitats due to unpredictable habitat conditions (Steffan-Dewenter & Tscharntke, 1997). Contrary to expectations, univoltine species, which have a longer duration of larval stage (Steffan-Dewenter & Tscharntke, 1997), decrease in the number of adults with the increase of woody shrubs. Perhaps, this is related with the higher nectar and food supply for adult butterflies found in grassland habitat, in spite of their caterpillar's hostplants being more abundant on mid-successional stages (Steffan-Dewenter & Tscharntke, 1997). Kitahara, (2004) showed that butterfly species occurring in more disturbed habitats were more voltine, had a wider hostplant range and were associated with lower shade tolerance than those occurring in less disturbed habitats, and species occurring in darker habitats with higher shade tolerance.

Grass feeders, like *Maniola jurtina*, were also favored by shrub removal because they depend on annual food plants, and mechanical actions related to shrub cutting enhance the appearance and dissemination of these plants. In multiple linear models, the habitat gradient represented by time since disturbance and herbaceous diversity explain better not only the total richness and abundance of butterflies, but also the abundance and richness of univoltine, polivoltine, grass feeder species and non hill-topping species, showing the importance of these two factors in determining butterfly community composition.

Butterfly abundance was higher in early successional habitats where the herbaceous richness and abundance is superior and the clearing is more recent. These results are in consonance with Kitahara *et al.*, (2007) that showed that nectar resource utilization by adult butterflies was significantly biased to herbaceous plants, especially to perennials, compared to woody species. He also detected a close correlation between nectar plant richness and herbaceous plants at each site. In Serra do Caldeirão higher abundance and richness of nectar plant species are found in recent cleared stands. Holl (1996) and Kearns *et al.*, (1998) also showed that butterfly richness was positively correlated with herbaceous cover with flowering plants. These results suggest that higher herbaceous cover in recent cleared patches has a central role in its nectar plant species richness, and that nectar plant diversity is a highly important factor governing and supporting its variety of adult butterflies. Concerning butterfly conservation, the biased herb resource use by adults suggests that the maintenance of herbaceous plant species richness and abundance is important for ensuring the nectar resources of adult butterflies.

Given the results obtained during this study we suggest the maintenance of a mosaic system with different levels of management activity, in order to increase multifunctionality of the forest

(Camprodon & Plana, 2001), allowing prevention of natural fires, guaranty cork production (Natividade, 1959; Montero & Cañellas 1999; Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999) and allowing the maintenance of Mediterranean forest butterfly diversity. Habitat could be managed to encourage butterfly populations by providing a seasonal succession of suitable host plants, protecting them from pesticides and herbicides (Corbet, 1995).

Butterfly Watching should be encouraged to attract new visitors contributing as a way of biodiversity promotion and a source of potential economic investments in the region. Educational programs should be developed to inform the public about the dynamic characteristics of natural systems, especially successional stages changes that can adversely affect some species of conservation concern, like *Euphydryas aurinia* (Annex II of Habitats Directive), and problems associated with non-native plant species. Thus, management plans to Mediterranean cork oak forests should be based on a sustainable and multifunctional forest practices where social-economical activities (providing human and economical gains) should act together with conservations goals (Camprodon & Plana 2001, Gil-Tena *et al.*, 2007). These would only be possible with the promotion of socio-economical activities related to cork oak forests, preventing land abandonment and the consequent landscape homogenization (Acácio *et al.*, 2008).

Management implications

The forest management should allow the continuation of high richness and abundance of butterflies. To investigate which species are likely to be most affected by landscape management, and to assess how human actions may be properly mitigated, spatially explicit projections are required over many years. Future studies are also needed to identify which sites are essentials for hill-topping butterflies, in order to protect them from human intervention and to allow mating and reproduction of species that adopt this type of behaviour.

In this perspective, the analyses carried out in this study may provide some clues for better forest management of cork oak forest of Serra do Caldeirão, concerning butterfly conservation. We propose a mosaic system, with dense forest patches alternating with open areas. This measure may face some challenges to be implemented in Serra do Caldeirão once the lands are owned by small holders whose areas do not exceed 1ha. A possible identified solution involve the establishment of a producer's forestry association that could aggregate in greater forest management units the small properties and, thereby, promote and defend the interests of its members, encouraging sustainability and enhancement of private lands.

These measures will enable a proper forest management of Serra do Caldeirão, taking into account not only the preservation of butterfly richness but also the maintenance of socio-economic interests of the region.

Acknowledgments

This work was incorporated in the project – “AGROMATOS - Vegetation management of cork landscapes of Serra Algarvia for reduction of fire risks and biodiversity conservation”. ERENA & Centro de Ecologia Aplicada do Instituto Superior de Agronomia (Measure 8 – Action 8.1) in partnership with TAGIS – Centro de Conservação das Borboletas de Portugal. We thank José Pedro Granadeiro and Luís Reino for precious advice on statistical analysis.

References

- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F. & Mohren, G. (2008). Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forest into persistent shrublands? *Agroforestry Systems*, DOI: 10.1007/s10457-008-9165-y.
- Araújo, M. (1999). Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions* 5: 151-63.
- Atkins, A. (1975). Notes on hill-topping butterflies of Queensland. *Victorian Entomologist* 5: 131 - 135.
- Australian Museum (2008). Hill-topping butterflies of Hawkesbury – Nepean CMA. Hill-tops in the Estuary subcatchment. In www.environment.nsw.gov.au
- Baughman, J. & Murphy, D. (1988). What constitutes a hill to a hilltopping butterfly? *American Midland Naturalist* 120: 441 - 443.
- Beja, P., Pais, M. & Palma, L. (2007). Rabbit *Oryctolagus cuniculus* habitats in Mediterranean scrubland: the role of scrub structure and composition. *Wildlife Biology* 13, 28-37.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999). *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, New York, NY.
- Brown, K. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, nr.1; Vol.1; ISSN1366-638X
- Burnham, K. & Anderson, D. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York.
- Butterfly Conservation Europe (2007). *Conserving butterflies and moths across Europe*. Leaflet sponsored by the Institute of Nature Conservation (Belgium).
- Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E. (2002). Secondary succession after perturbations in a shrubland community. *Acta Oecologica* 23, 393-404.
- Camprodon, J. & Plana, E., eds. (2001). *Conservación de la biodiversidad y gestion florestal – Su aplicación en la fauna vertebrada*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Common, I. & Waterhouse, D. (1981). *Butterflies of Australia*. Angus and Robertson, Sydney.
- Cook, J. (1996). Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. *Forest Science* 42, 67-75.
- Corbet S. A. (1995). Insects, plants and succession: advantages of long-term setaside. *Agric. Ecosyst. Environ.* 53:201–17
- Dennis, R. (1993). *Butterflies and climate change*. Manchester University Press, Manchester and New York.
- Dennis, R. (2010). *A resource-based Habitat View for Conservation Butterflies in the British Landscape*. Wiley-Blackwell. ISBN: 978-1-4051-9945-2 (hb).

- Driscoll, D. (2007). The diverse impacts of grazing, fire and weeds: How ecological theory can inform conservation management. In: *Conservation Science and Practice Series, Managing and designing landscapes for conservation: Moving from perspectives to principles*, pp. 111-130. Edited by Lindenmayer, D.B. & Hobbs, R., Blackwell Publishing, Malden.
- Ehrlich, P. (1988). The loss of biodiversity. Causes and consequences. Pp: 21-27, in E.O. Wilson (ed.), *Biodiversity*. National Academic Press, Washington, D.C..
- Erhardt, A. & Thomas, J. (1991). Lepidoptera as indicators of change in the semi-natural grasslands of lowland and upland Europe. Pp: 213-234, in N.M. Collins & J.A. Thomas (eds.), *Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, London.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. (2007). Avoiding irreversible change: considerations for vegetation cover, vegetation structure and species composition. In *Conservation Science and Practice Series, Managing and designing landscapes for conservation: Moving from perspectives to principles*, Edited by Lindenmayer, D. & Hobbs, R., Blackwell Publishing, Malden.
- Foster, B. & Tilman, D. (2000). Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach, *Plant Ecology* **146**, 1-10.
- Franklin, J. & Swanson, M. (2007). Forest landscape structure, degradation and condition: some commentary and fundamental principles. In: *Conservation Science and Practice Series, Managing and designing landscapes for conservation: Moving from perspectives to principles*, pp. 131-145. Edited by Lindenmayer, D. & Hobbs, R., Blackwell Publishing, Malden.
- Gil-Tena, A., Saura, S. & Brotons, L. (2007). Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management* **242**, 470-476.
- Herrando, S. & Brotons, L. (2002). Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach, *Ecography* **25**, 161-172.
- Holl K. (1996). The effect of coal surface mine reclamation on diurnal lepidopteran conservation. *J. Appl. Ecol.* **33**:225-236
- Johnson, E. & Miyanishi, K. (2008). Testing assumptions of chronosequences in succession. *Ecology Letters* **11**, 419-431.
- Kearns, C., Inouye, D. & Waser, N. (1998). Endangered Mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **29**:83-112
- Kitahara, M. & Watanabe, M. (2001). Relationships of butterfly community diversity to vegetational species richness in and around the Aokigahara woodland at the northern foot of Mt. Fuji, central Japan. *Jpn J Environ Entomol Zool* **12**:131-145.
- Kitahara M. & Watanabe, M. (2003). Diversity and rarity hotspots and conservation of butterfly communities in and around the Aokigahara woodland of Mount Fuji, central Japan. *Ecol. Res.* **18**:503-522.
- Kitahara, M. (2004). Butterfly community composition and conservation in and around a primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation*. Kluwer Academic Publishers **13**: 917-942
- Kitahara, M., Yumoto, M. & Kobayashi, T. (2007). Relationship of butterfly diversity with nectar plant species richness in and around the Aokigahara primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation*. ISSN 0960-3115 (Print).
- Krohmer, J. & Deil, U. (2003). Paysages dynamiques et conservateurs? Couvert végétal actuel et changements de l'occupation du sol dans la Serra de Monchique (Portugal). *Phytocoenologia* **33**, 767-799.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). Numerical Ecology. 2nd edn. Elsevier, Amsterdam.
- Lindenmayer, D. & Franklin, J. (2002). Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach. Island Press, Washington.

- Lobo, J. (1999). Individualismo y adaptación espacial: un nuevo enfoque para explicar la distribución geográfica de las especies. *Bol. S.E.A.* **26**: 561-572.
- MacArthur, R. & MacArthur, J. (1961). On bird species diversity. *Ecology* **42**, 594-598.
- Maravalhas, E. (ed) (2003). As Borboletas de Portugal. Vento Norte
- Montero, G. & Cañellas, I. (1999). Manual de reforestación y cultivo de alcornoque (*Quercus suber* L.). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Moreira, F., Duarte, I., Catry, F. & Acácio V. (2007). Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *Forest Ecology and Management* **253**, 30-37.
- Moreira, F. Catry, F., Duarte, I., Acácio, V. & Silva, J. (2008). A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology*, DOI: 10.1007/s11258-0089476-0.
- Moreno, J., Vázquez, A. & Vélez, R. (1998). Recent history of forest fires in Spain. In *Large Forest Fires*, pp.159-185. Edited by J. M. Moreno. Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands.
- Munguira, M. (1995). Conservation of butterfly habitats and diversity in European Mediterranean countries. Pp: 277-289, in A.S. Pullin (ed.), *Ecology and Conservation of Butterflies*. Chapman & Hall, London.
- Natividade, J. (1959). Subericultura. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- New, T., Pyle, R., Thomas, J. & Hammond, P. (1995). Butterfly conservation management, *Annual Review of Entomology* **40**, pp. 57-83.
- New, T. (1997) - *Butterfly Conservation* . (second Edition). Oxford University Press
- Newland, G. (1997). Butterfly species richness at four hilltops in northern coastal New South Wales. *Victorian Entomologist* **27**: 72 - 78.
- Pearson, D. (1995). Selecting indicator taxa for quantitative assessment of biodiversity. Pp: 75-79, in: D.L. Hawsworth (ed.), *Biodiversity. Measurement and estimation*. Chapman & Hall, London.
- Pérez-Ramos, I., Zavala, M., Marañón, T., Díaz-Villa, M. & Valladares, F. (2008). Dynamics of understorey herbaceous plant diversity following shrub clearing of cork oak forests: a five-year study. *Forest Ecology and Management* **255**, 3242-3253.
- Pielou, E. (1984) *The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination*. Wiley.
- Pinto-Correia, T. (1993). Threatened landscape in Alentejo, Portugal: the 'montado' and other 'agro-silvo-pastoral' systems. *Landscape and Urban Planning* **24**, 43-48.
- Pinto-Correia, T. & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/ intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* **46**, 125-131.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R. & Beja, P. (2009). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture Ecosystems & Environment* **132**: 57-65.
- Pollard, E. & Yates, T. (1973). *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman & Hall, London.
- Pullin, A.S. (ed.) (1995). *Ecology and Conservation of butterflies*. Chapman & Hall, London.
- Rego, F. (1992). Land uses fires and wildfires. In *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*, pp. 367-373. Edited by A. Teller, P. Mathy and J.N.R. Jeffers. Elsevier Applied Science: London, UK.
- Root, R. (1967). The niche exploitation pattern of the blue gray gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* **37**: 317-50.
- Roy, D., Rothery, P., Moss, D., Pollard, E. & Thomas, J. (2001). Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *J. Anim. Ecol.* **70**: 201-217.
- Samways, M. (1994). *Insect Conservation Biology*. Conservation Biology Series. Chapman & Hall. London. ISBN 0412634503.

- Sands, D. (1993) Conservation biology of Lycaenidae (butterflies). In New, T. R. IUCN Species Survival Commission Paper no. 8: 160 - 162.
- Santana, J., Porto, M., Reino, L. & Beja, P. (2009). Long-term responses of Mediterranean forest structure and composition to human disturbances: Could mechanical fuel reduction contribute to maintenance of forest diversity? In: *Santana, J.F. Efeitos das limpezas do subcoberto nas comunidades de aves florestais mediterrânicas*, Dissertação de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Sarkar, S. (2005). Biodiversity and Environmental Philosophy: An introduction. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press
- Sarkar, S., Pressey, R., Faith, D., Margules, C., Fuller, T., Stoms, D., Moffett, A., Wilson, K., Williams, K., Williams, P. & Andelman, S., (2006). Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **31**, 123-59.
- Schneider, C & Fry, G. (2001). The influence of landscape grain size on butterfly diversity in grasslands. *Journal of Insect Conservation* **5**:163–171
- Serviços Geológicos de Portugal (1992). *Carta Geológica da Região do Algarve 1:100 000*. Nota explicativa, Lisboa.
- Shields, O. (1967). Hilltopping. An ecological study of summit congregation behavior of butterflies on a southern California hill. *J. Res. Lepid.* **6**: 69-178.
- Souto Cruz, C. & Monteiro Alves, A. (1987). Ecological fire influences on *Quercus suber* forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* **13** (4): 69-78.
- Stefanescu, C., Herrando, S. & Páramo, F. (2004). Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* **31**, 905–915.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschamtkke, T. (1997). Early succession of butterflies and plant community on set-aside fields. *Oecology* **119**: 294-302.
- Tabachnick, B. & Fidell, L. (2001). Using multivariate statistics. 4th Ed. Allyn and Bacon, Boston.
- Thomas, J., Telfer, M., Roy, D., Preston, C., Greenwood, J., Asher, J., Fox, R., Clarke, R., & Lawton, J. (2004). Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* **303** (5665), 1879.
- Thomas, J. (2005). Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.* **360**, pp. 339–357
- Van Swaay C., Warren M. & Lois, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* **10**: 189-209.
- Warren, M., Barnett, L., Gibbons, D. & Avery, M. (1997). Assessing national conservation priorities: an improved red list of british butterflies. *Biological Conservation* **82**: 317-328
- Zar, J.H. (1996). Biostatistical analysis, 3rd ed. Prentice Hall, N.J.

Capítulo 3

Considerações Finais

A floresta mediterrânica é fortemente influenciada pelas práticas de gestão do coberto vegetal e pela ocorrência de incêndios (Blondel & Aronson, 1999; Moreira *et al.*, 2008). No que respeita à Serra do Caldeirão, a gestão florestal é baseada na exploração da cortiça e na limpeza e corte do mato. A desertificação e o abandono dos usos tradicionais do solo contribuem para o aumento do número e intensidade dos fogos florestais, com prejuízos não só económicos, mas também humanos e ecológicos. Como tal e como forma de mitigar este problema, torna-se importante aprofundar estudos como o actual, sobre o efeito das práticas de limpeza mecânica do coberto vegetal na biodiversidade local.

3.1 Resposta da comunidade de borboletas à perturbação

Os resultados deste estudo indicam que as actividades de gestão da floresta usadas na prevenção dos fogos, como a limpeza e corte do mato, têm um efeito significativo no grupo dos lepidópteros, resultando num aumento da sua riqueza específica e abundância em parcelas relativamente jovens com uma maior diversidade de plantas herbáceas e onde existem mais espaços abertos e soalheiros. No entanto algumas espécies de zonas florestais como *Lasiommata megera*, *Pararge aegeria*, *Gonepteryx cleopatra*, *Gonepteryx rhamni* ou *Euphydryas aurinia* preferem habitats mais sombrios, onde o coberto arbustivo e arbóreo se encontra mais desenvolvido, contribuído desta forma para um ligeiro aumento da abundância de borboletas nas parcelas onde o coberto vegetal é mais denso. Logo, a redução rápida do coberto vegetal resultante das actividades de gestão do habitat pode levar a que estas espécies se dispersem para as zonas envolventes onde as condições necessárias para satisfazerem as suas necessidades biológicas ao nível do acasalamento e recursos alimentares possam ser mais favoráveis. Estes resultados evidenciam em primeira-mão os efeitos das limpezas mecânicas na estrutura e composição da vegetação (Santana *et al.*, 2009), que por sua vez afectam a biodiversidade florestal (Lindenmayer & Franklin 2002).

A abundância de borboletas na Serra do Caldeirão sofreu importantes variações ao longo do ano, com os valores mais altos a aparecerem nos meses da Primavera e os mais baixos nos meses de Verão. Nos meses mais quentes do Verão com temperaturas extremamente elevadas, e acima dos 30°C, algumas espécies como a *Maniola jurtina* recolhem-se em habitats de floresta mais densa, voltando a estar mais activas e colocarem os ovos no final do Verão (Dennis, 2010).

Os primeiros estádios da sucessão ecológica são caracterizados pela presença de espécies de borboletas especializadas e dependentes de plantas anuais como a *Pyronia cecilia* e por borboletas que preferem estas zonas mais jovens apesar da sua planta hospedeira, que dá alimento à sua fase larvar, ser mais abundante nos estádios de sucessão intermédia, como a *Satyrion esculi* (Steffan-Dewenter, & Tschamtkke, 1997). A limpeza do mato não teve um impacto significativo nas espécies que praticam hill-topping apesar dos locais de ocorrência desta prática constituírem sítios vitais para assegurar o acasalamento das espécies, uma vez que o encontro dos machos e das fêmeas fica facilitado (Shields, 1967; Atkins, 1975; Common and Waterhouse, 1981; Baughman and Murphy,

1988; Sands, 1993; New, 1997; Newland, 1997). Estes locais não são necessariamente zonas de alimentação dos adultos ou das fases larvares, mas são fundamentais para assegurar a continuidade do ciclo reprodutivo de algumas borboletas.

Com estes resultados é necessário discutir medidas específicas de gestão para a conservação dos habitats das borboletas. A limpeza do mato é considerada uma actividade de gestão florestal que elimina a vegetação herbácea e arbustiva, mantendo intactas as árvores mais antigas (Natividade, 1959). No entanto para preservar a diversidade de borboletas é necessário manter algumas parcelas com estrato herbáceo integradas em zonas de sobreirais. O tempo desde a última desmatação foi o factor que mais influenciou a distribuição das espécies pelas diferentes parcelas. Outras variáveis ambientais relacionadas como a cobertura arbustiva ou a diversidade de espécies herbáceas foram também factores importantes que condicionaram os resultados obtidos, provavelmente reflectindo a perturbação que ocorre durante a extracção da cortiça (cada 9 anos).

Os efeitos da sucessão vegetal na estrutura da comunidade de insectos já tinham sido anteriormente estudados por Steffan-Dewenter & Tschamntke (1997). A diversidade de espécies polivoltinas (três ou mais gerações por ano) diminui com o aumento da idade da vegetação. Estes resultados confirmam a hipótese de que o número de gerações é mais elevado nas primeiras fases da sucessão ecológica e em habitats temporários devido à imprevisibilidade das condições do meio (Steffan-Dewenter & Tschamntke, 1997). Ao contrário do esperado, as espécies univoltinas decresceram o seu número de adultos com o aumento dos arbustos lenhosos. Este facto deve-se em parte à fonte de néctar e de alimento se encontrar nas zonas de vegetação herbácea, apesar das suas plantas hospedeiras se encontrarem em parcelas onde a sucessão ecológica está mais avançada. Kitahara (2004) mostrou no seu estudo que as espécies de borboletas que ocorrem em habitats mais perturbados, apresentam um maior número de gerações, têm uma maior variedade de plantas hospedeiras e estão associadas a uma menor tolerância à sombra do que as espécies que ocorriam em habitats menos perturbados onde a sua tolerância à sombra é maior.

Borboletas como a *Maniola jurtina* que se alimentam de espécies herbáceas anuais foram favorecidas com a limpeza dos arbustos, uma vez que a sua remoção mecânica potencia a disseminação das sementes. O tempo decorrido desde a última desmatação e a diversidade de plantas herbáceas são os factores que mais contribuem para explicar a distribuição das diferentes espécies pelas diferentes parcelas.

Os resultados estão em consonância com Kitahara *et al.*, (2007), Holl (1996) e Kearns *et al.*, (1998) que mostraram que a utilização das fontes de néctar pelas borboletas está significativamente correlacionada com a existência de plantas herbáceas em detrimento das espécies arbóreas. Na Serra do Caldeirão a grande concentração e diversidade de espécies herbáceas ocorre nas parcelas mais abertas onde o coberto vegetal é mais recente. Kitahara (2007) mostrou ainda a existência de uma relação próxima entre a diversidade de borboletas e a diversidade de plantas

nectaríferas em cada local, o que sugere que a riqueza de espécies herbáceas nas parcelas mais jovens tem um papel fundamental na diversidade de plantas nectaríferas e estas são o factor essencial na regulação da distribuição dos adultos pelas diferentes parcelas, mais ainda do que a própria diversidade total de plantas.

Existem várias razões possíveis que justificam a preferência dos adultos por parcelas onde o coberto vegetal herbáceo e arbustivo é ainda jovem. Uma delas prende-se com o facto da grande maioria das borboletas evitar os lugares mais sombrios, encontrando-se em vez disso em zonas mais abertas e expostas ao sol. Outra possível razão é a sua preferência pelas flores das espécies herbáceas em vez de arbóreas, ou simplesmente porque a abundância de espécies herbáceas é maior em zonas abertas. No que respeita à conservação do grupo dos lepidópteros, a relação existente entre o número de borboletas no estado adulto e a diversidade de plantas herbáceas, sugere que é de crucial importância a manutenção desta vegetação mais rasteira para assegurar as fontes de néctar essenciais à sobrevivência das diferentes espécies de borboletas.

Tendo em conta as necessidades ecológicas das diferentes espécies, é preciso que as prioridades de conservação compreendam não só a preservação de zonas recentemente limpas, mas também a necessidade de protecção das áreas florestais onde o subcoberto esteja numa fase de recuperação mais avançada, com o prejuízo de haver perdas de biodiversidade irreversíveis que poderiam conduzir à perda da identidade do ecossistema ao nível da sua estrutura, composição e função (Santana *et al.*, 2009). Torna-se fundamental definir locais que sejam salvaguardados de qualquer intervenção ao nível da gestão do subcoberto, ou caso seja necessário, essa intervenção deverá ser reduzida. Esta necessidade justifica-se não só pela presença da espécie *Euphydryas aurinia* (anexo II, Directiva Habitats), presente nas zonas de floresta mais densa, mas também pelos elevados níveis de biodiversidade comportados por estes locais e os longos períodos de recuperação dessa mesma biodiversidade após perturbação por limpeza mecânica do subcoberto (Santana *et al.*, 2009) e ainda pela raridade destas florestas que reduzem cada vez mais a sua área de ocupação devido aos incêndios, às limpezas do subcoberto (Acácio *et al.*, 2008) e pela sua importância ecológica internacionalmente reconhecida (classificadas como Sítios de Importância Comunitária no âmbito da Directiva 92/43/EEC).

Programas de educação ambiental devem ser desenvolvidos para informar as populações locais acerca da dinâmica dos ecossistemas naturais, especialmente no que diz respeito às alterações resultantes da sucessão vegetal e que podem ter efeitos adversos na conservação de algumas espécies, e ainda sobre os problemas associados com a introdução de espécies invasoras.

3.2 Implicações ao nível da gestão florestal

A gestão florestal feita na prevenção dos fogos deve permitir a continuidade da diversidade e abundância da comunidade de borboletas de forma a promover a conservação da biodiversidade e de assegurar o bom funcionamento de todo o ecossistema. Nesta perspectiva, a análise levada a cabo neste estudo pode evidenciar algumas pistas para uma melhor gestão da floresta de sobro da Serra do Caldeirão. Consequentemente propõe-se a manutenção de um sistema em mosaico da paisagem com diferentes níveis de gestão do coberto vegetal, de forma a respeitar a noção de multifuncionalidade da floresta que contemple a conservação da biodiversidade tendo em conta a obtenção sustentável de contrapartidas sócio-económicas (Camprodón & Bach, 2001; Gil-Tena *et al.*, 2007), permitindo desta forma a prevenção dos fogos florestais e garantindo a produção de cortiça (Natividade, 1959; Montero & Cañellas 1999; Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999) ao mesmo tempo que se mantém a diversidade existente na floresta mediterrânica (Santana *et al.*, 2009). Propõe-se ainda um estudo sobre quais os locais mais utilizados pelas borboletas para a prática de hill-topping, para que estes possam ser salvaguardados da intervenção humana, de forma a permitir o acasalamento e reprodução das espécies que adoptam este tipo de comportamento.

As medidas acima enunciadas poderão ser um pouco difíceis de implementar na Serra do Caldeirão, uma vez que as terras são pertença de pequenos proprietários cuja áreas não ultrapassam em média 1ha. Uma possível solução poderá passar pela criação de uma associação de produtores florestais que agregue em unidades de gestão florestal as pequenas propriedades e desta forma defender e promover os interesses dos seus associados, fomentando a sustentabilidade e valorização das explorações dos proprietários.

Deverá incentivar-se o *Butterfly Watching* para atrair novos visitantes para a região e como forma de promover a biodiversidade e o aumento do investimento económico local. A promoção de actividades sócio-económicas locais, baseadas na exploração da cortiça e de outros produtos secundários como é o caso do medronho, deverá ser amplamente implementada, de forma a permitir a reversão da tendência de êxodo rural e assim, a homogeneização da paisagem bem como o aumento do risco de incêndios (Acácio *et al.*, 2008).

O conjunto das propostas aqui deixadas irá permitir uma correcta gestão florestal da Serra do Caldeirão, tendo em conta não só a preservação da diversidade de borboletas mas também a manutenção dos interesses sócio-económicos desta região algarvia.

3.3 Bibliografia

- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F. & Mohren, G. (2008). Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forest into persistent shrublands? *Agroforestry Systems*, DOI: 10.1007/s10457-008-9165-y.
- Atkins, A. (1975). Notes on hill-topping butterflies of Queensland. *Victorian Entomologist* 5: 131 - 135.
- Baughman, J. & Murphy, D. (1988). What constitutes a hill to a hilltopping butterfly? *American Midland Naturalist* 120: 441 - 443.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999). *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, New York, NY.
- Camprodon, J. & Bach, E., eds. (2001). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal – Su aplicación en la fauna vertebrada*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Common, I. & Waterhouse, D. (1981). *Butterflies of Australia*. Angus and Robertson, Sydney.
- Dennis, R. (2010). *A resource-based Habitat View for Conservation Butterflies in the British Landscape*. Wiley-Blackwell. ISBN: 978-1-4051-9945-2 (hb).
- Gil-Tena, A., Saura, S. & Brotons, L. (2007). Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management* 242, 470-476.
- Holl K. (1996). The effect of coal surface mine reclamation on diurnal lepidopteran conservation. *J. Appl. Ecol.* 33:225–236
- Kearns, C., Inouye, D. & Waser, N. (1998). Endangered Mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:83–112
- Kitahara, M. (2004). Butterfly community composition and conservation in and around a primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation*. Kluwer Academic Publishers 13: 917-942
- Kitahara, M., Yomoto, M. & Kobayashi, T. (2007). Relationship of butterfly diversity with nectar plant species richness in and around the Aokigahara primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation*. ISSN 0960-3115 (Print).
- Lindenmayer, D. & Franklin, J. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach*. Island Press, Washington.
- Montero, G. & Cañellas, I. (1999). *Manual de reforestación y cultivo de alcornoque (Quercus suber L.)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Moreira, F., Catry, F., Duarte, I., Acácio, V. & Silva, J. (2008). A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology*, DOI: 10.1007/s11258-0089476-0.
- Natividade, J. (1959). *Subericultura*. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- New, T. (1997) - *Butterfly Conservation*. (second Edition). Oxford University Press
- Newland, G. (1997). Butterfly species richness at four hilltops in northern coastal New South Wales. *Victorian Entomologist* 27: 72 - 78.
- Pinto-Correia, T. & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/ intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* 46:125-131.
- Sands, D. (1993) Conservation biology of Lycaenidae (butterflies). In New, T. R. IUCN Species Survival Commission Paper no. 8: 160 - 162.

- Santana, J., Porto, M., Reino, L. & Beja, P. (2009). Long-term responses of Mediterranean forest structure and composition to human disturbances: Could mechanical fuel reduction contribute to maintenance of forest diversity? In: *Santana, J.F. Efeitos das limpezas do subcoberto nas comunidades de aves florestais mediterrânicas*, Dissertação de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Shields, O. (1967). Hilltopping. An ecological study of summit congregation behavior of butterflies on a southern California hill. *J. Res. Lepid.* **6**: 69-178.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschamtkke, T. (1997). Early succession of butterflies and plant community on set-aside fields. *Oecology* **119**: 294-302.

